

Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências

Departamento de Biologia Animal



ESTUDO DE BASE

DE SENECIO LAGASCANUS SUBSP. LUSITANICUS (ASTERACEAE).

CONTRIBUTO PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA PLANTA RARA.

Sara Lobo Dias

Dissertação

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

2014

Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências

Departamento de Biologia Animal



ESTUDO DE BASE

DE *SENECIO LAGASCANUS* SUBSP. *LUSITANICUS* (ASTERACEAE).

CONTRIBUTO PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA PLANTA RARA.

Sara Lobo Dias

Dissertação

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Orientadores:

Doutora Helena Cotrim

Professora Doutora Maria Amélia Martins-Loução

2014

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores:

Helena Cotrim pelo apoio e por todo o conhecimento acerca da conservação em plantas e sobre o desconhecido mundo da genética de plantas.

Professora Maria Amélia Martins-Loução pela força e por aceitar o desafio de ser minha orientadora pela segunda vez. Pela motivação e confiança que sempre depositou em mim e por nunca se cansar de me chamar à razão.

Adelaide Clemente, também minha orientadora e fonte de motivação, por toda a ajuda, incentivo, confiança e profissionalismo. Pelo essencial e impagável empurrão!

Joana Brehm pela força, incentivo e preciosa bibliografia (e genuína motivação!) sobre o que também a mim me move – a conservação.

☺ Obrigada!

Erika, pela companhia, ombro amigo e por toda a força nestes últimos meses! Tereza, pela ajuda e companhia no Montejunto. Pela preocupação, amizade e jeitinho para nos puxar para o ginásio. Pela vossa preciosa ajuda com as sementinhas, e respectivos fungos, grande amizade e preocupação! Maria, pela amizade que se criou, pela força que tens e transmites.

Joana Abreu, Tereza, Tina, Maria e Catarina, pela ajuda e companhia no laboratório.

Tila, por estar sempre disponível. Pela ajuda com os solos e sementes, companhia e constante boa disposição.

César, pela disponibilidade e pela ajuda no modelo de distribuição. E pelo constante incentivo e confiança (à tua maneira!). Palmira, pela preocupação.

Maria João, pela tua amizade e disponibilidade para ajudar.

Miguel Geraldès, pelas conversas como sábio geógrafo, mas principalmente como amigo.

Miguel Porto e Ana Júlia Pereira, pela descoberta e divulgação de uma nova localização do *Senecio*. Miguel, pelo infindável prazer e paciência para discutir e divulgar a botânica!

Professora Ana Isabel Correia e Xana, pela ajuda, compreensão e companhia. E por me acolherem tão bem no herbário.

Teresa Antunes, pelo esforço de manter vivos alguns dos “meus Senecios” na colecção do Jardim Botânico.

Joel Calvo, pela disponibilidade para alguma troca de mails sobre “Senecios”.

Tio Luís, pelo interesse e trabalho de fotógrafo da Natureza no ventoso morro da Carvalha.

Amigos do Museu Nacional de História Natural e da Ciência – Anabela, César, Erika, Joana Abreu, Luís, D. Lurdes, Maria, Palmira, Tereza, Tina, Xana, Zé Cardoso.

Obrigada a todos os meus amigos e família que sempre me incentivaram!

À mana Mariana. Pela tua ajuda incansável no campo e com as sementinhas, pela companhia, pela preocupação, força e constante bem-estar!

Aos Pais, pelo vosso incentivo desde sempre! Mãe, por me orientares nas minhas indecisões inatas. E pela ajuda e companhia no campo da Boa Viagem! ☺ Pai, pelo interesse constante e pela inesgotável vontade de me descobrires uma planta nova, como se de uma moeda antiga e escondida nas paredes de uma casa velha se tratasse.

Ao Miguel. Por estares sempre presente. Por tudo, tudo....e mais alguma coisa.

A todos um grande obrigada!

Ao projecto - *Conservação e Valorização da Flora Endémica Ameaçada em Portugal* - (Financiado pelo Fundo EDP para a Biodiversidade) pelo financiamento das saídas de campo e trabalhos de laboratório. Também ao Banco de Germoplasma do Museu Nacional de História Natural e da Ciência (MUHNAC), pelo acolhimento e oportunidade de participação no projecto.

RESUMO

A conservação activa deve ter por base o conhecimento da biologia e ecologia das espécies, bem como dos seus principais factores de ameaça. *Senecio lagascanus* DC. subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva é um endemismo de Portugal Continental, extremamente raro e abrangido por legislação de protecção nacional e internacional. Não existem, no entanto, quaisquer estudos direccionados a este *taxon* e pouco se conhece acerca da sua biologia, ecologia e verdadeiro estado de conservação.

Este trabalho pretendeu realizar, à macro escala, um estudo ecogeográfico investindo na distribuição real e potencial da espécie. À escala local, teve como objectivo contribuir com informação de base sobre o tamanho das populações, os micro-habitats onde ocorre, a fenologia, e sobre parâmetros associados à biologia reprodutiva e dinâmica de populações.

A distribuição actual da espécie resume-se apenas a quatro populações, com efectivo populacional relativamente baixo, afastadas e muito restritas espacialmente. A modelação da distribuição da espécie evidenciou outros potenciais locais de ocorrência para futuras prospecções. A espécie ocorre preferencialmente em relvados rochosos, mas também em coberturas arbustivas densas, em vertentes que podem ser muito declivosas e consistentemente expostas a Norte. Os habitats de ocorrência da espécie em cada população são caracterizados e comparados. O *taxon* apresenta o pico de floração no fim de Maio, pode reproduzir-se por rizomas vegetativos, aparenta ser auto-incompatível e não formar banco de sementes no solo. Cerca de 40% das plantas observadas não formaram estruturas reprodutoras; um maior número de sementes por capítulo foi observado para as populações da Serra da Boa Viagem e Montejunto; cerca de 50% das sementes de um capítulo são viáveis e verificaram-se percentagens de germinação relativamente altas, particularmente na população da Carvalha.

O estudo de base parece indicar, que embora rara e restrita, a espécie está bem adaptada aos seus locais e habitats de ocorrência. Aparentemente, a sua raridade não parece dever-se a problemas reprodutivos mas sim à sua elevada especificidade ambiental.

Os estudos desenvolvidos no sentido de caracterizar a espécie rara *Senecio l. lusitanicus* e as suas populações são a chave para o desenvolvimento de estratégias de conservação adequadas. Os conhecimentos de base adquiridos neste trabalho dão a conhecer e permitem caracterizar o estado de conservação actual do *taxon*, identificar medidas de conservação em prática e principais ameaças.

Palavras-chave: *Senecio lagascanus* subsp. *lusitanicus*; Conservação; Planta rara; Estudo ecogeográfico; Biologia reprodutiva.

ABSTRACT

Active conservation should be based on the knowledge of species' biology and ecology, as well as on its main factors of threat. *Senecio lagascanus* DC. subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva is an endemism of Mainland Portugal, extremely rare and covered by national and international protection legislation. However, there are no studies directed to this taxon and presently little is known about their its biology, ecology and its real conservation status.

This work intends to accomplish, at macro scale, an ecogeographical study aimed the understanding of the real and potential distribution of the species. At local scale it aimed to contribute with background information on population size, on micro-habitats where it occurs, phenology, and on parameters associated with reproductive biology and population dynamics.

The current distribution of the species is summed up only to four populations with relatively low, secluded and very spatial restricted effective population. The modelling of the species distribution showed other potential sites of occurrence for future research. The species occurs preferentially on rocky lawns, but also in dense shrub coverages, on slopes that can be very steep and consistently exposed to the North. The occurrence habitats of the species for each population are characterized and compared. The taxon shows that the peak of the flowering time is late May, can reproduce by vegetative rhizomes, appears to be self-incompatible and does not form a seed bank in the soil. About 40% of the plants did not form reproductive structures; a greater number of seeds per flower head were observed for Boa Viagem and Montejunto populations; about 50% of the seeds of the flower head are viable and it has been found relatively high levels of germination, being the highest for Carvalha population.

The baseline study seems to suggest that although rare and restricted, the species is well adapted to their occurrence habitats and locations. Its rarity, apparently, does not seem to be due to reproductive problems but rather to its high environmental specificity.

The studies carried out in order to characterize the rare species *Senecio l. lusitanicus* and its populations are the key for developing appropriate conservation strategies. The basic knowledge acquired in this work allows the characterization of the current status of *taxon* conservation, as well as identifying practical conservation measures and raising awareness of major threats.

Key words: *Senecio lagascanus subsp. lusitanicus*; Conservation; Rare plant; Ecogeographical study; Reproductive biology.

ÍNDICE

1	Introdução	9
1.1	Conservação	9
1.1.1	Biologia da conservação	9
1.1.2	Conhecimento base como contributo à conservação	12
1.1.3	Estratégias de conservação	13
1.2	A espécie	19
1.2.1	Enquadramento geral	19
1.2.2	Enquadramento <i>taxonómico</i>	19
1.2.3	Morfo-Fisiologia	20
1.2.4	Biologia reprodutiva	21
1.3	Objectivos do trabalho	23
2	Metodologia	24
2.1	Estudo Ecogeográfico	24
2.1.1	Recolha de informação	24
2.1.2	Distribuição actual do <i>taxon</i>	25
2.2	Modelação da distribuição potencial do <i>taxon</i>	25
2.3	Estudo das populações <i>in loco</i>	29
2.3.1	Áreas de estudo	29
2.3.2	Censos das populações e micro-habitat de ocorrência	30
2.3.3	Fenologia	31
2.3.4	Sistemas de reprodução	31
2.3.5	Potencial reprodutor	33
2.3.6	Banco de sementes do solo	36
2.3.7	Análise estatística	38
2.4	Sinopse ecogeográfica	38
3	Resultados	40
3.1	Estudo Ecogeográfico	40
3.1.1	Caracterização inicial do <i>taxon</i>	40
3.1.2	Distribuição actual – Dados e confirmação em campo	41
3.2	Modelação da distribuição potencial do <i>taxon</i>	44
3.3	Estudo das populações <i>in loco</i>	47
3.3.1	Censos e área de ocupação das populações	47

3.3.2	Caracterização dos micro-habitats de ocorrência do <i>taxon</i>	50
3.3.3	Fenologia - Caracterização preliminar.....	55
3.3.4	Sistemas de reprodução.....	57
3.3.5	Potencial reprodutor	58
3.3.6	Banco de sementes do solo.....	62
4	Discussão	65
5	Conclusões	71
5.1	Medidas de conservação actuais e principais falhas.....	72
5.2	Ameaças actuais e Propostas de conservação.....	75
6	Referências bibliográficas	79
7	Anexos.....	i
7.1	ANEXO I – Exemplares de herbário	ii
7.2	ANEXO II – Sinopse ecogeográfica	v

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSERVAÇÃO

Conservação entende-se por o conjunto de medidas necessárias para manter ou restabelecer os habitats naturais e as populações de espécies de flora e fauna selvagens num estado favorável (Decreto-Lei nº 140/99). Nas últimas décadas tem sido desenvolvida uma nova ciência multidisciplinar que visa obter, gerir e orientar o conhecimento de forma a travar as ameaças à biodiversidade biológica: a biologia da conservação (Primack, 1993).

O objectivo principal da **biologia da conservação** é o de evitar ou limitar a prematura extinção de espécies (Primack, 1993). É importante salientar que a extinção pode ser um fenómeno natural (Garcia, 2003) uma vez que uma espécie é o resultado da evolução durante a qual houve formação de novas espécies e desaparecimento de outras. Contudo, a actual perda de espécies parece estar a ocorrer a uma taxa superior às decorrentes ao longo das eras geológicas (Lugo, 1988). (Primack, 2001). De acordo com o IUCN (International Union for Conservation of Nature) cerca de 21% das plantas vasculares da Europa estão classificadas como ameaçadas e mais de dois terços dos habitats encontram-se em perigo (LIFE, 2008).

Os principais factores que têm contribuído para a erosão genética e o declínio de espécies de flora na Europa são: (i) a perda, degradação e fragmentação dos habitats; (ii) a sobre exploração dos recursos; (iii) a introdução de espécies exóticas invasoras; (iv) a poluição atmosférica, do solo ou das águas; (v) as mudanças socioeconómicas, no uso do solo e nas práticas agrícolas; (vi) os desastres/acidentes naturais ou antrópicos; (vii) as alterações climáticas (LIFE, 2008).

Neste sentido, têm sido reunidos esforços no sentido de estabelecer metas na protecção do património natural ameaçado, promovendo e incrementando a sua conservação. A Convenção sobre a Diversidade Biológica - CBD, a Estratégia Europeia para a Conservação das Plantas (Europa, 2008) e a Estratégia Global para a Conservação das Plantas (CBD, 1992) (GSPC, 2011) reclamam a necessidade de conservação dos recursos genéticos vegetais, em particular dos que se encontram ameaçados, quer pela sua raridade quer por ameaças antrópicas. Ao ratificar estas convenções, cada país compromete-se a desenvolver estratégias que efectivamente conservem esses recursos.

1.1.1 BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

A conservação da natureza e da biodiversidade deve assentar num sólido conhecimento científico e técnico do património natural, sua distribuição geográfica, relevância e evolução (ENCNB, 2001).

Com vista à correcta e eficaz implementação de programas de conservação têm vindo a ser desenvolvidas metodologias apropriadas para esse fim. Maxted propôs e tem vindo a

discutir e adaptar um **modelo de conservação da biodiversidade** (Maxted, et al., 1997) (Maxted 2001). Este envolve a selecção das espécies-alvo; a formalização do projecto com a definição preliminar do quê, onde e como conservar; o estudo ecogeográfico e estudos prospectivos de campo; a definição dos objectivos de conservação; a exploração das populações em campo; e finalmente a definição e implementação de estratégias de conservação (*ex situ* e *in situ*) (Figura 1-1).

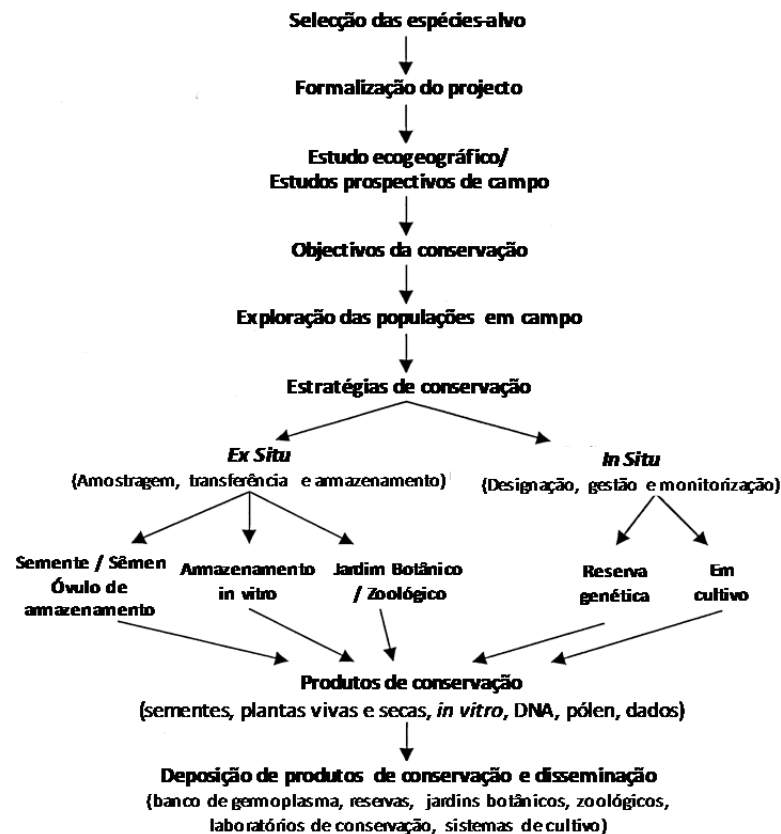


Figura 1-1: Parte do modelo de conservação da biodiversidade (Adaptado de Maxted et al, 1997 in Maxted, 2001)

No que respeita à **selecção do *taxon* ou *taxa***, Maxted et al (1997) refere que os factores que devem priorizar uma espécie para conservação são: estatuto de conservação; uso económico potencial; ameaça de erosão genética; distinção genética; distinção ecogeográfica; prioridade de conservação a nível nacional ou através de agências de conservação global; relevância biológica e cultural; custo relativo da conservação; sustentabilidade das estratégias de conservação; e também considerações éticas e estéticas.

Uma vez seleccionado o *taxon* ou *taxa*-alvo, é importante que se compile e resuma a informação biológica disponível acerca dessa ou dessas espécies. A este processo de compilar e analisar informação geográfica, biológica, ecológica e *taxonómica* com o objectivo de utilizar no delineamento de estratégias de conservação chama-se **estudo ecogeográfico** (Peeters, et al., 1990) (Maxted, et al., 1995) (Maxted 2001). Este estudo permite identificar as áreas geográficas ou habitats relevantes para cada espécie, bem como características relevantes acerca da sua biologia e ecologia, nomeadamente no que respeita ao seu sistema de

reprodução e dispersão. No caso da informação disponível ser muito reduzida será necessário realizar **estudos prospectivos** de campo, com campanhas focadas essencialmente no reconhecimento e caracterização da distribuição e habitats ocupados pela espécie.

Depois de analisada a informação disponível é importante definir ou redefinir de forma adequada os principais **objectivos de conservação**. No caso de vários *taxa*, os objectivos deverão focar-se em áreas geográficas onde se concentrem um maior número de espécies ou áreas que sejam, por exemplo, ecologicamente distintas. Quando se analisa espécie a espécie, devem priorizar-se espécies ou populações que se encontrem mais ameaçadas, fragmentadas ou com reduzido efectivo populacional, ou que não tenham sido alvo de qualquer medida de conservação. Na impossibilidade de conservar tudo, as populações-alvo deverão ser aquelas que, no total, reúnam maior diversidade e amplitude geográfica, num menor número de populações.

Em muitos casos a informação disponível acerca do *taxon* não é suficiente para definir e implementar uma estratégia de conservação, pelo que pode ser necessário caracterizar a espécie através de **explorações em campo**. Ao estudar as populações nos seus locais de ocorrência, e de forma objectiva e detalhada, será possível obter um conhecimento base e essencial como contributo à conservação. Desta forma, e uma vez obtida alguma informação acerca do *taxon* em estudo, será possível implementar **estratégias de conservação** (desenvolvido no Capítulo 1.1.3).

No seguimento deste modelo de conservação da biodiversidade, foram também desenvolvidos modelos de estratégias nacionais de conservação (Maxted, et al., 2007) (Maxted, 2007), inicialmente propostos para espécies parentais de cultivares (CWR, do inglês Crop Wild Relatives) mas também aplicáveis a outros objectivos de conservação. Incide principalmente num modelo de priorização de espécies e áreas, que assenta em informação sistematizada de base acerca da distribuição, biologia e ecologia da espécie, obtida através da realização de estudos ecogeográficos e análise do estado de conservação das espécies. Desta análise de factores é possível detectar falhas ("**gap analysis**"), por comparação entre a diversidade existente e a que se encontra conservada de alguma forma (Maxted, et al., 2008). A estas "falhas" deve ser dada prioridade de conservação.

Os objectivos de conservação são demasiado vastos para os recursos humanos e financeiros de que se dispõe (Heywood 2003) e como tal, os estudos ecogeográficos, prospectivos e de carácter preliminar ou exploratório assumem importância na aquisição de informação de base, permitindo poupar recursos humanos, financeiros e de tempo. Os herbários, por exemplo, são repositórios de informação muito importantes principalmente no caso do estudo de espécies raras e sobre as quais se sabe pouco (MacDougal et al., 1998). Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm permitido a utilização de uma vasta gama de potencialidades também muito úteis à conservação. Permitem a organização de dados, a sua georreferenciação, visualização e consulta espacial, combinação, análise e predição (Bonhm-

Carter, 1994). Para além de muitas outras utilizações, os SIG têm sido muito aplicados na criação de modelos de distribuição de espécies (SDM – do inglês Species Distribution Models).

Os SDM estabelecem relações entre a ocorrência de espécies e as variáveis biofísicas, e têm sido comumente utilizados para responder a questões ecológicas e de conservação como no auxílio de decisões (Dockerty, et al., 2003), na orientação da prospecção directa de campo (Engler, et al., 2004), prever a resposta de uma espécie às mudanças climáticas (Huntley et al., 1995; Thuiller, 2003; Hijmans & Graham, 2006), para identificar locais de alta prioridade para conservação (Araújo & Williams, 2000)

1.1.2 CONHECIMENTO BASE COMO CONTRIBUTO À CONSERVAÇÃO

Um conhecimento básico da biologia e ecologia da espécie (“**Baseline information**”) é fundamental na realização de qualquer acção relativa à biologia da conservação (Heywood & Iriondo, 2003). No entanto, o significado e a abrangência da informação biológica de base tem sido assunto de debate (Schemske et al., 1994). A maioria dos conservacionistas concorda em incorporar estudos de autecologia e sinecologia com vista à compreensão dos processos ecológicos, genéticos, evolutivos como base das estratégias de conservação.

A informação biológica de base e o diagnóstico de factores que ameaçam as populações são a base para uma estratégia de conservação e, principalmente, permitem actuar de forma informada e adequada, uma vez que as medidas de conservação propostas deverão ser específicas e eficazes para cada espécie/sítio (Rotach, 2001). A falta de dados biológicos básicos tem sido apontada como causa do insucesso de numerosos planos de recuperação, especialmente para plantas raras (Gottlieb, 1991; Holsinger e Pavlik, 1994; Schemske et al, 1994; Schultz e Gerber, 2002; Heywood e Iriondo, 2003), sendo o mais flagrante a falta de dados demográficos (Pavlik, 1994).

Estudos de biologia reprodutiva são fundamentais para a efectiva conservação e gestão de espécies raras e ameaçadas de extinção (Hamrick et al, 1991; Karron, 1991; Weller, 1994; Hensen & Oberprieler, 2005, Powell et al, 2011). As tendências demográficas (sobrevivência, crescimento e reprodução) influenciam directamente a dinâmica populacional e estado de conservação. Além disso, as diferenças de sistemas de reprodução, bem como o tamanho da população podem influenciar a diversidade e a estrutura genética dentro da espécie, que se acredita afectar o seu potencial evolutivo e a capacidade de se adaptar a um ambiente em mudança (Lynch et al, 1995; Holsinger, 2000).

Uma diversidade genética reduzida pode resultar numa perda de vigor (“fitness”) por depressão genética, causada pela acumulação de mutações deletérias (Lynch et al, 1995; Keller e Waller, 2002) e perda de resiliência, isto é, capacidade de se adaptar às mudanças ou alterações do ambiente (Houle, 1992).

Os efeitos das forças estocásticas aleatórias são mais agudos em pequenas populações geneticamente isoladas, e podem aumentar a probabilidade de extinção de uma espécie (Barrett e Kohn, 1991; Young et al, 1996). Da mesma forma, a deriva genética, endogamia e acumulação de mutações aumenta nas pequenas populações, as quais podem afectar o potencial evolutivo e a capacidade adaptativa (Holsinger, 2000). Em geral, a descendência que resulta de polinização cruzada apresenta níveis altos de diversidade genética. Paralelamente, a auto-polinização ou endogamia pode originar depressão genética por acumulação de alelos recessivos deletérios (Rollins, 1967; Schemske e Lande, 1985; Charlesworth e Charlesworth, 1987; Lloyd, 1992).

1.1.3 ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO

Existem duas grandes estratégias fundamentais para a conservação de espécies ou habitats: a **conservação *in situ*** e a **conservação *ex situ***. Estas duas abordagens não devem ser vistas como alternativas, mas sim como complementares (CBD, 1992), Swaminathan (2002), dependendo da importância atribuída a cada uma delas, da sua adequação a factores como a ecologia e biologia de espécie-alvo e, entre outros, dos recursos disponíveis (Maxted, 2001).

A par das duas grandes estratégias descritas, que podem actuar de forma mais ou menos activa, encontram-se outras que podem ser consideradas indirectas mas essenciais (como a definição de listas de espécies ameaçadas); outras que combinam ou são possíveis devido a estratégias conjuntas de *ex situ* e *in situ* (como os reforços ou reintroduções populacionais); e ainda outras que permitem preservar *in situ* mas ao mesmo tempo testar várias estratégias de conservação (como a criação de microreservas (abordadas nos capítulos seguintes).

Após a identificação das prioridades de conservação a nível nacional ou internacional, que se encontram em constante actualização, tem sido primordial que os estatutos e objectivos de conservação sejam legislados, promovendo e facilitando a conservação a nível nacional. As **listas de espécies ameaçadas** permitem evidenciar rapidamente as espécies em risco de extinção e assim apontar prioridades em termos de conservação (IUCN, 2001). São também utilizadas como referência na designação de áreas para a conservação e na selecção de espécies-alvo para programas de recuperação. A atribuição de um estatuto legal de protecção a uma espécie, proposta na Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD, 1992), contribui para a sua conservação na medida que fornece ferramentas jurídicas que auxiliam a protecção do habitat e dos núcleos da espécie (Directiva 92/43/CEE).

Em Portugal não existe uma lista nacional de espécies de flora a proteger, sendo consideradas como possuidoras de estatuto de protecção, as espécies listadas nos anexos B-II e IV do Decreto-Lei nº. 140/99, que transpõe para o regime jurídico nacional as disposições da directiva comunitária 92/43/CEE. A presença de populações importantes de espécies

constantes no anexo B-II num determinado local implica a designação de uma ZEC (Zona Especial de Conservação), enquanto que as espécies contantes no anexo B-IV implicam uma protecção rigorosa ao nível da espécie.

Para a classificação do estatuto de espécies ameaçadas valem a nível europeu a Lista Vermelha Europeia de Plantas Vasculares (Bilz, et al., 2011) e a nível global a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do IUCN, ambas baseadas nos critérios e categorias do IUCN. A Lista Vermelha do IUCN desenvolveu um sistema de categorias de estatutos de ameaça que incluem a avaliação de alterações no tamanho das populações, nos limites de distribuição, fragmentação e risco de extinção (IUCN, 2001).

Actualmente, as categorias e critérios da Lista Vermelha do IUCN (IUCN, 2001) representam o método mais aceite e usado na produção de Listas Vermelhas, tanto a nível nacional como internacional. A Figura 1-2 mostra as categorias que constam na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do IUCN.

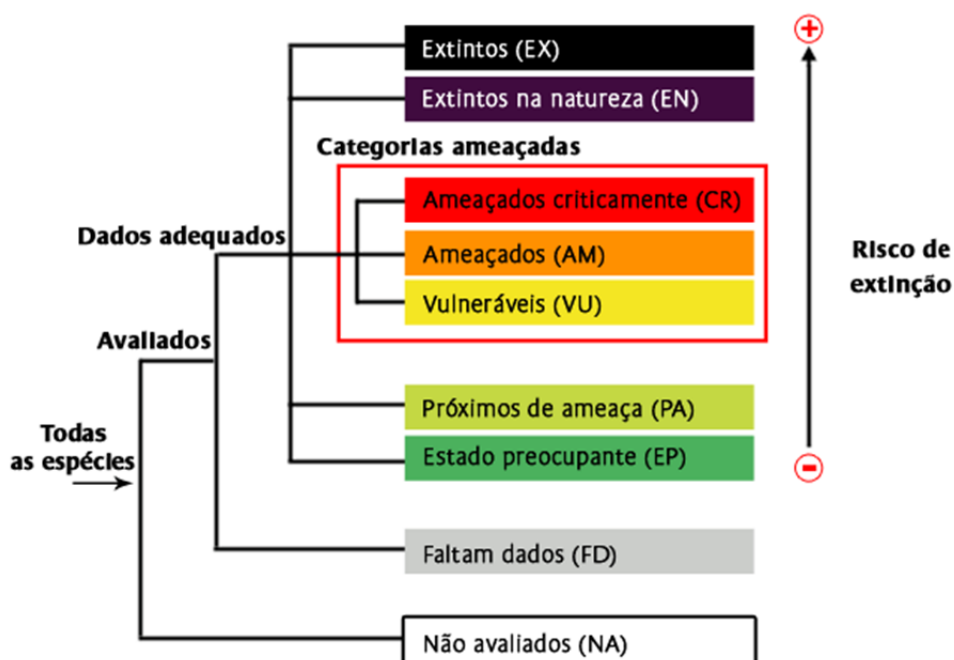


Figura 1-2: Categorias de ameaça do IUCN (IUCN, 2012)

Os programas de conservação quando desenvolvidos a pensar numa só espécie - *programas de conservação da espécie-alvo* - focam-se numa espécie em particular e é designado um plano específico para a sua recuperação.

No entanto, é importante referir que a conservação nunca é apenas sobre uma ou outra espécie mas inclui todo o património biológico existente no ecossistema. A conservação deste património foi durante algum tempo diferenciada no que respeita à sua abordagem à espécie (conservação genética) ou ao habitat/ecossistema (conservação ecológica) (Maxted, 2001). Na maioria dos casos uma espécie não pode ser conservada sem a conservação da comunidade em que está incluída, pelo que a distinção deixa de fazer sentido uma vez que

qualquer uma das abordagens é abrangente. Assim, os conservacionistas acabam por se focar no estudo, manutenção e conservação de espécies-alvo, promovendo também a conservação do seu habitat como um todo (Maxted, 2001).

Cada vez mais as informações recolhidas podem (e devem) ser usadas para modelar a distribuição das espécies. Esta modelação pode assistir aos programas de conservação como ferramenta fundamental para a reintrodução das taxa em locais potencialmente favoráveis. Existe uma grande variedade de métodos para a modelação da distribuição das espécies, que variam na forma como modelam as respostas da distribuição, seleccionam os parâmetros climáticos relevantes, definem funções ajustadas para cada parâmetro, atribuem pesos diferentes para as contribuições dos parâmetros, e como permitem interações e prevêm os padrões geográficos de ocorrência (Guisan & Zimmerman, 2000).

1.1.3.1 Conservação *in situ*

A conservação *in situ* consiste na conservação de ecossistemas e habitats naturais e na manutenção e recuperação de populações viáveis de um *taxon* no seu meio natural de desenvolvimento (Engelman & M., 2002). Este tipo de conservação tem como principal objectivo a manutenção da variabilidade genética da espécie-alvo, de modo a manter o potencial de adaptação às alterações do meio (CDB, 1992).

Uma primeira estratégia para a conservação *in situ* da natureza é o estabelecimento e manutenção de **rede de Áreas Protegidas** (Heywood & Iriondo, 2003). As várias designações de áreas protegidas diferem nos objectivos, podendo ser a salvaguarda de um habitat e/ou espécie ameaçada, a manutenção de áreas selvagens, a utilização sustentável de recursos ou a importância para a investigação científica.

Em Portugal, a Rede Nacional de Áreas Protegidas engloba diferentes tipos de áreas, de âmbito nacional, regional/local ou privado (área protegida privada), geridas pelo Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). A Rede natura 2000 é uma rede ecológica (resultante da aplicação da Directiva Habitats 92/43/CEE e da Directiva Aves 79/409/CEE (revogada pela Directiva 2009/147/CE)) que constitui o principal instrumento para assegurar a conservação a longo prazo das espécies e habitats mais ameaçados da Europa. É da competência de cada Estado-Membro a identificação de espécies e habitats de interesse conservacionista, resultando na elaboração de uma Lista Nacional (publicada em 1997 e 2000 em Portugal), de onde são seleccionados os Sítios de Interesse Comunitário (SIC) que são finalmente classificadas como Zonas Especiais de Protecção (ZEC), que irão constituir a Rede Natura 2000.

Contudo, esta é uma condição necessária mas não suficiente (Heywood e Iriondo, 2003), sendo considerada uma conservação apenas passiva, uma vez que as áreas não são activamente geridas. Uma conservação *in situ* activa implica a gestão e monitorização do

taxon-alvo (Maxted, 1997), sendo esta estratégia de conservação de natureza dinâmica e tendo como base conhecimento essencial à gestão da mesma. Os programas de conservação de espécies-alvo, o estabelecimento de corredores ecológicos e a recuperação de habitats através da aplicação de **técnicas de gestão de habitats** são também acções a ter em conta neste tipo de conservação, podendo complementar a designação de área protegida.

Um outro tipo de conservação *in situ* são as referidas acções de recuperação, que para além da gestão de habitats pode incluir acções **de reforço populacional, reintrodução ou translocação** de populações. Estas acções têm o objectivo de diminuir a vulnerabilidade da espécie, criar pontes de fluxo genético entre populações afastadas e promover reforços populacionais que permitam fortalecer populações já existentes (Heywood e Iriondo, 2003).

Nas intervenções de reforço populacional, o material utilizado deverá ser originário da própria população onde se irá intervir ou de populações próximas, de modo a garantir a sua adaptação às condições locais e evitar a ocorrência de fenómenos de depressão reprodutora (*outbreeding depression*), resultantes do cruzamento entre indivíduos de populações afastadas (Frankel, et al., 1995). Nesta fase podem ser importantes os estudos sobre diversidade genética da espécie, intra e inter populacional (Heywood e Iriondo, 2003).

Nas reintroduções os indivíduos têm origem numa outra população, o que tem sido criticado pela mesma razão. Este constitui um assunto de grande controvérsia no qual a necessidade de maximizar a diversidade genética está em contradição com a manutenção de genes adaptativos (Avice, 1992; Ellstrand, 1992), para além de poder variar de espécie para espécie (Heywood e Iriondo, 2003).

Para a instalação das novas populações ou dos núcleos translocados, é necessária a selecção de locais com condições biofísicas adequadas ou semelhantes às originais, de modo a garantir a adaptação das plantas e assegurar a maior taxa de sobrevivência possível (Amezquita et al. 2003; Rosseló-Graell et al. 2002). A sua eficácia é posta em causa por diversos autores, que defendem a sua aplicação apenas em casos muito particulares e quando há um bom conhecimento das necessidades ecológicas das espécies (Berg, 1996 in Rosseló-Graell et al. 2002; Allen et al. 2001). Estas, em termos teóricos, são consideradas conservações *ex situ* por não serem efectuadas em locais de ocorrência actuais ou antigos da espécie.

As **microreservas de Flora** (Laguna et al. 2004), implementadas pela primeira vez na Comunidade Valenciana, não são consideradas áreas protegidas, uma vez que não respeitam as mesmas directrizes legais. São oficialmente declaradas apenas num âmbito regional/local, podem estar em zonas públicas ou privadas, ou mesmo inseridas em Áreas Protegidas. Foram criadas para colmatar o facto de muitas espécies ameaçadas estarem fora da rede de áreas protegidas sem estratégias de conservação activamente implementadas. São áreas de pequenas dimensões (<20ha), onde se desenvolvem e testam metodologias activas de conservação, combinando técnicas *ex e in situ*, constituindo locais de pesquisa e monitorização permanentes.

1.1.3.2 *Conservação ex situ*

A **conservação ex situ** resume-se à conservação de componentes da diversidade biológica fora dos seus habitats naturais (Engelman & M., 2002) (CDB, 1992). Este tipo de conservação inclui várias técnicas que envolvem a recolha de amostras selectivas e representativas da diversidade genética da espécie-alvo e a sua transferência e armazenamento fora do seu ambiente natural (Maxted, 1997).

Os **Jardins Botânicos** são sítios privilegiados para o desenvolvimento de técnicas de conservação *ex situ* e propagação de espécies. A desvantagem prende-se com a impossibilidade de conservar muitos indivíduos e por conseguinte restringir a diversidade intra-específica (Maxted, 2001).

A **conservação de sementes** (embriões) é o método mais comum de conservação de recursos genéticos (Maxted 2001). As sementes de espécies ortodoxas são armazenadas em ambientes controlados em **bancos de germoplasma**, geralmente a temperaturas e humidades muito baixas (-18°C/15%), podendo ser guardadas a curto, médio ou longo prazo (Heywood e Iriondo, 2003). É um método considerado eficiente e relativamente fácil de implementar e reproduzir, para além de que permite armazenar enorme quantidade de recursos genéticos num pequeno espaço e em relativamente pouco tempo (Heywood e Iriondo, 2003). Neste caso a diversidade genética da espécie será assegurada, no conjunto conservado, por inclusão de sementes representativas do maior número de populações/indivíduos possível. A principal limitação deste método está na impossibilidade de conservação de sementes de espécies não ortodoxas, denominadas “recalcitrantes”, por perderem a viabilidade logo que perdem humidade. **Outros tipos de diásporos** podem ser conservados em bancos de germoplasma, como esporos, estacas, pólen, rebentos, gemas, tecidos e DNA. A criopreservação, com azoto líquido, pode também ser usada para determinados diásporos como embriões, tecidos ou pólen, com benefício de espaço e maior longevidade aparente de conservação. Outros propágulos podem ser conservados *in vitro*, geralmente usados para conservação de espécies com sementes recalcitrantes e destinados a propagação vegetativa em massa (Maxted, 2001).

O estabelecimento de bancos de germoplasma visa, em primeira análise, a salvaguarda do material genético da espécie. No entanto, o material conservado pode ser posteriormente usado em acções de re-introdução, reforços populacionais ou repovoamentos (Bermejo & Munõz, 1992) (Heywood e Iriondo, 2003). Para assegurar a existência de um stock de indivíduos necessário a estas acções, as plantas podem ser multiplicadas e mantidas em **viveiros** (bancos de germoplasma vivos), geralmente em jardins botânicos. Estas técnicas constituem meios complementares, utilizados para ultrapassar problemas na quantidade de sementes disponíveis, ou mesmo na reprodução, muitas vezes associada a espécies com dificuldades de germinação, baixa fertilidade, ou reduzido número de indivíduos *in situ* (Frankel *et al.* 1995; Bermejo & Munõz, 1992; Maxted, 2001).

Estas estratégias são especialmente adequadas para a conservação da flora devido a algumas fases do ciclo de vida (esporos, pólen e sementes) estarem naturalmente adaptados a manter a sua viabilidade durante longos períodos de tempo (Heywood e Iriondo, 2003). Apesar da conservação *ex situ* poder ser a única forma de reforço ou reintrodução de uma população, apresenta a desvantagem de ser totalmente focada na espécie-alvo, no genótipo, ignorando-se os agentes bióticos e abióticos presentes no seu ambiente natural.

A conservação *ex situ* é, principalmente, de extrema importância para as espécies que se encontram em elevado perigo de extinção, devendo ser levada a cabo em complemento de estratégias de conservação *in situ* (Maxted et al., 1997). De acordo com o Objectivo 7 da Estratégia Global para a Conservação das Plantas (2011-2020) pelo menos 75% das espécies de plantas ameaçadas devem estar conservadas e acessíveis em colecções *ex situ*, (Objectivo 7 da CBD, 2011).

Independentemente das estratégias de conservação a implementar cabe aos técnicos da conservação, e aos biólogos em particular, fornecer ferramentas tanto conceptuais como tecnológicas para antecipar, prevenir, minimizar e/ou reparar danos ecológicos (Soulé & Kohn, 1989 in Heywood & Iriondo, 2003).

1.2 A ESPÉCIE

1.2.1 ENQUADRAMENTO GERAL

***Senecio lagascanus* DC. subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva** é endémico do Centro-Oeste calcário, ocorre em relvados pedregosos, e foi descrito como *taxon* raro (Franco, 1984). Actualmente, é considerado um endemismo de Portugal Continental, listado no Anexo B-IV da Directiva Habitats, para além de ter sido considerado “Em Perigo de Extinção (E)” (Ramos Lopes & Carvalho, 1990). A nível internacional, está também classificado como *taxon* ameaçado, tendo sido considerado “Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas do IUCN (Walter & Gillet, 1998). Mais recentemente foi também considerado “Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha Europeia de Plantas Vasculares (Bilz, et al., 2011) e também na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do IUCN (Porto, 2011).

Não se conhecem quaisquer trabalhos realizados sobre este *taxon*, nomeadamente sobre a sua biologia e/ou ecologia. A informação existente sobre os grupos taxonómicos a que pertence, bem como algumas notas existentes em Floras sobre esta ou espécies próximas, permitem apenas avançar com alguma caracterização geral. Estas e outras informações são compiladas e avaliadas no decorrer do presente trabalho.

1.2.2 ENQUADRAMENTO TAXONÓMICO

Reino Plantae - Divisão Spermatophyta - Magnoliophytina - Classe Magnoliopsida - Ordem Asterales - Família Asteraceae - Género *Senecio* L. (Classificação clássica)

Reino Plantae - Angiospérmicas - Eudicotiledóneas - Eudicotiledóneas Superiores - Asterídeas - Super Ordem Asteranae - Ordem Asterales - Família Asteraceae - Género *Senecio* (APGIII, 2009; Chase & Reveal, 2009).

A espécie ***Senecio lagascanus* DC. subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva** pertence à Família Asteraceae. Esta família tem enorme diversidade biológica pelo que tem sido dividida em subgrupos de acordo com as suas características. O género *Senecio* está incluído na Subfamília Asteroidea, Tribo Senecioneae, Sector Crociseris.

A família Asteraceae (*Compositae* como nome alternativo, vulgarmente chamada de “compostas”) é considerada a maior família do grupo das eudicotiledóneas, distribuída por quase todo o mundo e constituída por cerca de 1500 a 1700 géneros e 25000 a 27000 espécies (Heywood, et al., 2007; Anderberg, et al., 2007; Funk, et al., 2009).

A tribo Senecioneae é a maior tribo das Asteraceae com mais de 3000 espécies distribuídas por cerca de 150 géneros (Nordenstam, 2007; Nordenstam, et al., 2009).

Filogeneticamente, a tribo foi proposta por Small (1919) como a mais primitiva das famílias Asteraceae. Por outro lado, devido ao enorme número de géneros e espécies, à sua distribuição cosmopolita e à vasta diversidade morfológica, é considerada a mais bem sucedida em termos de evolução e adaptação (Bremer, 1994).

Senecio L. é um dos maiores géneros de plantas do Mundo (Frodin, 2004) e tem sido alvo de inúmeras e controversas classificações taxonómicas infragenéricas. O género, num conceito alargado, conta com mais de 2000 espécies distribuídas por quase todo o mundo (Bremer, 1994) (Vincent, 1996) (Bartoli, et al., 2013). Está representado em Portugal continental por 17 espécies (Franco, 1984) (Coutinho, 1939), incluindo algumas com distribuição muito vasta e cosmopolita até outras espécies bastante raras, como é o caso das pertencentes ao Sector *Crociseris* que inclui, para além do *taxon* em estudo, mais duas espécies com distribuição muito restrita em Portugal Continental.

O *taxon* em estudo apresenta alguma confusão no que respeita à sua nomenclatura. Na presente dissertação, a designação acima descrita será a adoptada: ***Senecio lagascanus* DC. subsp. lusitanicus (P. Cout.) Pinto da Silva**. Doravante, por ser mais prático, o *taxon* será designado por *Senecio l. lusitanicus*.

1.2.3 MORFO-FISIOLOGIA

As espécies da tribo Senecioneae são bastante variáveis, mas apesar da grande diversidade a maioria dos *taxa* podem ser reconhecidos primariamente pelas brácteas involucrias que são iguais entre si e dispostas numa única série (Bremer, 1994). Frequentemente, o involúcro unisseriado possui uma série externa de brácteas que é conhecido como cálculo (Bremer, 1994). A presença de papilho é também característica quase obrigatória da tribo, sendo constituída por pêlos simples no género *Senecio* (Tutin, et al., 1976) (Franco, 1984) (Valdés, 1987).

De acordo com a Nova Flora de Portugal (última obra editada para Portugal ou Península Ibérica para o género em estudo (Franco, 1984), *Senecio l. lusitanicus* é um hemicriptófito (planta com as gemas de renovo situadas à superfície do solo durante a estação desfavorável), subarrosetado e com toija curta. Os caules aéreos atingem entre 20 a 60 cm, são robustos, erectos, simples ou só ramificados na inflorescência, tearâneo-lanuginosos a glabrescentes. As folhas da roseta basal, com 10-25 x 2-6 cm, são lanceoladas a ovadas, sinuado-denticuladas a subinteiras, subagudas, abrupta ou gradualmente atenuadas em pecíolo comprido; são tearâneo-tomentosas a glabrescentes na página inferior e espessas. As folhas caulinares proximais são semelhantes mas menores e sésseis. As distais pouco numerosas, são oblongas a linear-lanceoladas, sésseis e semiamplexicaules. Os capítulos, com 25-60 mm de diâmetro, são solitários ou até 10 num corimbo simples frouxo. O involúcro do capítulo, com 10-15 mm, é mais ou menos piloso e possui 12-20 brácteas acessórias, menores

ou que o subigualam. As lígulas com 12-20 mm, são amarelas ou alaranjadas e as cipselas, com 5-7 mm, são castanhas e glabras (Figura 1-3).

Foi também descrita como sendo uma planta herbácea, vivaz, de capítulos grandes e vistosos, com flores amarelo douradas, que se distingue das outras plantas do mesmo grupo por ter as cipselas glabras e as folhas ovadas a lanceoladas e sinuado-denticuladas (Espírito-Santo, 1997)



Figura 1-3: *Senecio lagascanus* DC subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva. a) Capítulos em floração e pré-floração; b) Plantas em floração (roseta basal e escapos florais); c) Pormenor de um capítulo intumescido em frutificação; d) Cipselas maduras e presas ao capítulo, antes da dispersão.

As espécies da tribo *Senecioneae* são marcadas por acumularem compostos químicos secundários, como alcalóides pirrolizidínicos e sesquiterpenos do tipo furanoeremofilanos (Robins 1977). Devido à presença desses alcalóides muitas espécies são altamente hepatotóxicas (Ilha et al. 2001; Trigo et al. 2003; Zeinsteger et al. 2003; Basile et al. 2005), particularmente ao gado.

1.2.4 BIOLOGIA REPRODUTIVA

A família *Asteraceae*, pela sua amplitude e diversidade, apresenta um dos mais abrangentes sistemas de reprodução sexual, incluindo todas as tipologias principais de organização floral (Torices et al. 2011). O género *Senecio* quanto ao seu sistema sexual é

considerado polimórfico, apresentando mais frequentemente plantas hermafroditas mas também ginomonóicas (Tutin, et al., 1976)(Torices et al. 2011).

O sistema de reprodução mais comum nas plantas da família Asteraceae é a alogamia (reprodução cruzada com fusão de dois gâmetas), sendo a autogamia obrigatória (autopolinização) menos frequente (Chen et al, 2011), inclusivamente no género *Senecio* (Widén 1993) (Abbott & Forbes 1993). As flores são polinizadas por insectos (polinização entomófila), sendo consideradas generalistas, ou seja polinizadas por vários grupos de insectos como Coleoptera, Diptera e Hymenoptera (Abbot & Irwin, 1988) (Arroyo, et al., 1982) (Herrera, 1990) (Mani & Saravanan, 1999) A agamospermia ou apomixia (produção de sementes férteis iguais à planta-mãe, sem haver fusão sexual) é relativamente conhecida na família mas não está documentado para o género *Senecio* (Noyes 2007).

A presença de papilho nas cipselas é característica no género *Senecio*, sendo constituída por pêlos simples (Tutin, et al., 1976). A anatomia do papilho está adaptada para facilitar a dispersão das sementes pelo vento (dispersão anemocórica), dependendo a sua eficiência da morfologia e características de caducidade do papilho de cada espécie (Ridley, 1930) (Van Oudtshoorn & Van Rooyen, 1999).

Estratégias de reprodução vegetativa são muito comuns em compostas vivazes (Bostock & Benton, 1979) nomeadamente em plantas do género *Senecio*, onde a ocorrência de rizomas é relativamente comum (Chen et al, 2011)(Hagemann & Deil 2006).

1.3 OBJECTIVOS DO TRABALHO

O presente estudo pretende contribuir para o conhecimento de *Senecio l. lusitanicus*, através dos seguintes objectivos:

1. Estudo ecogeográfico
 - a) Compilação e análise de informação acerca da distribuição, biologia e ecologia do *taxon*;
 - b) Prospecção focada nas áreas de localização descritas, a fim de confirmar e descrever a ocorrência actual do *taxon* nestes locais;
 - c) Modelação da distribuição potencial do *taxon* no cenário actual.
2. Estudo das populações *in loco* - estudo de parâmetros da biologia reprodutiva e populacional.
 - a) Estimativa do tamanho, a área de ocupação e caracterização dos micro-habitats de ocorrência da espécie em cada população estudada;
 - b) Caracterização da fenologia do *taxon*;
 - c) Verificação de ocorrência de reprodução vegetativa e autopolinização;
 - d) Avaliação de alguns parâmetros do potencial reprodutor e da biologia de populações para cada população estudada (percentagem de plantas reprodutoras; número de capítulos por planta; número de sementes por capítulo, percentagem de germinação e formação de banco de sementes do solo.

Paralelamente, pretende-se dar a conhecer e caracterizar o estado de conservação actual do *taxon*, quais as medidas de conservação actualmente em prática e quais as principais ameaças. Os estudos desenvolvidos no sentido de caracterizar a espécie rara *Senecio l. lusitanicus* e as suas populações são a chave para o desenvolvimento de estratégias de conservação adequadas.

2 METODOLOGIA

O trabalho de campo foi efectuado de Março a Julho de 2012, o que permitiu acompanhar as populações desde o período de pré-floração até à dispersão.

Os trabalhos de laboratório foram realizados no Banco de Germoplasma do Museu Nacional de História Natural e da Ciência, da Universidade de Lisboa (BG – MUHNAC).

2.1 ESTUDO ECOGEOGRÁFICO

O estudo ecogeográfico entende-se como “o processo de recolha e síntese da informação *taxonómica*, geográfica e ecológica para um *taxon* em particular” (Maxted et al., 1995).

Alguns das estratégias referidas em Maxted et al. (1995, 1997, 2001) para a realização de um estudo ecogeográfico foram adoptados para a obtenção de informação de base acerca do *taxon* em estudo. Os métodos relativos ao estudo da distribuição, demografia e outras observações de campo seguiram as abordagens do Manual de trabalho associado ao Atlas e Livro da Flora Vascular Ameaçada de Espanha (Iriondo 2011).

2.1.1 RECOLHA DE INFORMAÇÃO

- *Consulta bibliográfica e de especialistas*

De forma a compilar a informação disponível e relevante acerca da planta rara em estudo, nomeadamente sobre a sua **nomenclatura, taxonomia, distribuição e estado/estatuto de conservação**, foram identificados e consultados herbários, bibliotecas especializadas, bancos de germoplasma e especialistas que de alguma forma possuem informação acerca da espécie (Maxted, 1995). Foram assim consultados os principais herbários de Portugal (COI – Universidade de Coimbra; LISU – Universidade de Lisboa e LISI – Instituto Superior de Agronomia); a Biblioteca de Botânica do Jardim Botânico do MUHNAC; o Banco de Germoplasma do MUHNAC; os especialistas Manuel João Pinto, Miguel Porto e Joel Calvo e o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). Foram consultados os documentos que directa ou indirectamente têm alguma referência ao *taxon*, de que se destaca as Floras de plantas vasculares existentes para Portugal (Coutinho, 1939) (Sampaio, 1946) (Franco, 1984); a Flora Europaea (Tutin, et al., 1976); a Lista Vermelha do IUCN (www.iucnredlist.org); os trabalhos de morfologia de Pérez-Romero (Pérez-Romero, et al., 2009); o relatório final da “Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger em Portugal Continental” (Espírito-Santo, 1997); e o portal Flora-On (www.flora-on.pt).

Na consulta de exemplares de herbário, foram recolhidas, quando possível, informações referentes aos locais de colheita, data da colheita, nomenclatura, estado fenológico e outras observações pertinentes (referências espaciais, habitats ou espécies companheiras do local de colheita).

No que respeita à caracterização da **biologia e ecologia**, uma vez que não se conhecem estudos relativos ao *taxon*, foram consultadas obras gerais de caracterização da família e/ou género, bem como artigos específicos referentes a espécies próximas.

2.1.2 DISTRIBUIÇÃO ACTUAL DO TAXON

Nos casos em que a recolha de informação ecogeográfica inicial é limitada, será necessário desenvolver uma campanha inicial de campo (“Preliminary Survey Mission”) para adquirir esses novos dados (Maxted et al., 2001).

No seguimento da pesquisa efectuada acerca da distribuição da espécie, procedeu-se à prospecção da mesma em todos os locais descritos, com o intuito de confirmar a sua ocorrência na actualidade. Como preparação da prospecção, as visitas ao herbário permitiram fazer um bom reconhecimento morfológico da subespécie, bem como programar as datas das saídas de campo. A prospecção foi realizada entre o mês de Março e Abril de 2012.

2.2 MODELAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO TAXON

Para este trabalho foi usado o método de máxima entropia calculado através do *software* MaxEnt, para prever a distribuição potencial no cenário climático actual. A metodologia base seguiu o trabalho de Sérgio et al. (2014).

MaxEnt

O *software* MaxEnt utiliza o método de máxima entropia baseado no conceito de nicho ecológico, para a modelação da distribuição geográfica de espécies somente com dados de presença (Phillips, et al., 2006). A estimação da distribuição mais uniforme (entropia máxima) para determinada espécie é calculada a partir dos valores médios de um conjunto de variáveis ambientais, em formato matricial, para todos os pontos de presença da espécie (Phillips, et al., 2006). O processamento do modelo atribui a cada célula da grelha matricial da área de estudo um valor, indicando a probabilidade de ocorrência da espécie em função das variáveis ambientais existentes. O modelo calculado pelo MaxEnt é uma distribuição de probabilidades, entre 0 e 1, sobre todas as células da grelha que definem uma área geográfica. No caso de uma célula apresentar um valor elevado é indicativo da existência de uma maior probabilidade da mesma ter condições ambientais adequadas para a presença da espécie.

Na execução do modelo foram utilizadas as configurações padrão do MaxEnt dado que têm sido relatadas por propiciar um bom desempenho apenas com dados de presença (Phillips & Dudík, 2008). Estas configurações consistem no seguinte: limiar de convergência = 10-5; máximo número de iterações = 5000. O desenvolvimento do modelo foi baseado em 85% dos registros geográficos dos dados aleatórios, ao passo que os restantes 15% foram usados para validar o modelo.

Para estimar a importância relativa de cada uma das variáveis na determinação da distribuição potencial da espécie foi executado o procedimento Jackknife. Consiste em excluir, sistematicamente, cada variável e é criado um modelo com as restantes variáveis, como para cada variável isoladamente. O modelo base é gerado por todas as variáveis e posteriormente, para todos os modelos foram excluídas as variáveis com valores de importância baixos, otimizando o modelo de predição final.

Dados de presença

A modelação por meio do software MaxEnt tem como condição os dados reflectirem a presença da distribuição da espécie. Deste modo, para a constituição da base de dados foram integrados os 4 locais conhecidos da ocorrência da espécie. De acordo com o estudo de (Wisz, et al., 2008), relativamente ao número mínimo de pontos de ocorrência a utilizar na modelação, concluem que o Maxent é o melhor software para análises com 10 pontos de presença, aumentando de precisão com o incremento de pontos. Dado a espécie em estudo ser muito rara e ter uma distribuição geográfica muito restrita, foi necessário adicionar pontos de presença dentro das 4 populações conhecidas, de forma a corresponder aos requisitos para formar uma modelação consistente. Baseado no trabalho de campo e nos pontos GPS resultantes, expressando os limites da distribuição de cada população, foram criados 16 pontos de presença. A distribuição dos pontos respeitou a distribuição e dimensão da população, sendo atribuído às populações maiores 5 pontos (S. Boa Viagem e S. Montejunto) e para as menores 3 pontos de presença (Carvalha e Cachoeira).

Variáveis ambientais

Como descritores independentes na modelação da distribuição de *Senecio l. lusitanicus*, foram inicialmente seleccionadas 31 variáveis ambientais, de diferentes fontes de informação.

O modelo digital de terreno (MDT) obtido do Instituto Geográfico do Exército (IGeoE), com uma resolução de 25x25m, foi usado como fonte para a altitude. O MDT permitiu também o cálculo de modelos derivados através do software ArcGIS 10 com a mesma resolução espacial, tais como o declive, o modelo de exposições das vertentes e o modelo de curvatura do terreno.

Da base de dados WorldClim - Global Climate Data v. 1.4 (Setembro de 2014) foram extraídas as 19 variáveis ambientais que exprimem as condições climáticas actuais (dados entre 1950 - 2000), em formato grid e com uma resolução espacial de cerca de 1 km². Para todas estas variáveis ambientais foi necessário reduzir o tamanho do pixel através do ArcGIS 10, para uma resolução idêntica às variáveis descritas anteriormente.

Da Agência Portuguesa do Ambiente foram obtidos dados referentes ao ambiente físico e biofísico, num total de 5 variáveis (Uso do solo, solo, litologia, nº de dias de geada, evapotranspiração real e acidez dos solos). Da Direcção-Geral do Território obtiveram-se os dados referentes à Carta de Ocupação do Solo para 2007 para o nível temático 2 e 3. Todos estes dados foram extraídos em formato shapefile e posteriormente convertidos para formato matricial (ESRI Grid), com tamanho de pixel de 25x25m.

Para a selecção das variáveis foram priorizadas as variáveis que minimizavam a multicolinearidade e que representam factores ecologicamente relevantes para a distribuição da espécie (Sérgio, et al., 2014). Através do teste de vários modelos e respectiva análise das percentagens de contribuição de cada variável, associado ao conhecimento de campo da espécie, foram seleccionadas 11 variáveis (Tabela 2-1).

Tabela 2-1: Variáveis utilizadas no modelo de distribuição potencial de *Senecio l. lusitanicus*, fonte e contribuição de cada variável para o modelo.

Variável Ambiental	Fonte	% contribuição
Uso do solo	APA	47,9
Litologia	APA	24,1
COS 2007 - nível 3	DGT	18,9
Solo	APA	2,5
BIO5 = Temperatura máxima	WorldClim	2,4
Declives	MDT	2
BIO7 = Intervalo de temperatura anual (BIO5-BIO6)	WorldClim	0,8
BIO16 = Precipitação do trimestre mais chuvoso	WorldClim	0,8
Acidez dos solos	APA	0,3
Curvatura	MDT	0,1
Nº de dias de geada	APA	0,1

Validação do modelo

A validação de um modelo envolve testar a precisão com que este se ajusta aos dados, e ter portanto uma ideia da quantidade do erro que o acompanha, seja por erros de omissão

ou de comissão (Fielding & Bell, 1997). O modelo gerado foi avaliado através da análise do gráfico de curva ROC (Receiver Operating Characteristic). A área média debaixo da curva (AUC) do gráfico foi considerada como uma medida de ajuste global para o modelo. Como o MaxEnt só opera dados de presença, o AUC é calculado usando pseudo-ausências escolhidas aleatoriamente. O AUC mede a capacidade de um modelo para discriminar entre os locais onde a espécie está presente daqueles onde a espécie está ausente (Hanley & McNeil, 1982), e valores de AUC mais perto de 1 indicam a probabilidade de que quando um sítio de presença e um sítio de ausência são sorteados aleatoriamente entre a população, o primeiro tem um valor previsto superior ao segundo (Elith, et al., 2006). Os valores de AUC variam entre 0 e 1, onde 1 é indicativo de discriminação perfeita, 0,5 implica que a previsão não é melhor que uma previsão aleatória, e $AUC < 0,5$ indica que a predição é pior que o aleatório (Swets, 1988), significando que apesar de o modelo encaixar bem nos dados, como modelo preditivo é considerado mau. O mesmo autor (Swets, 1988) indica que valores de AUC superiores a 0,9 são indicativos de uma capacidade de previsão muito boa.

2.3 ESTUDO DAS POPULAÇÕES *IN LOCO*

2.3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Para os estudos realizados *in loco* foram estudadas três populações, correspondentes às localizações da espécie conhecidas e confirmadas aquando do início do trabalho de campo. As áreas de estudo, localizadas na região centro litoral de Portugal, são as seguintes (Figura 2-1):

- Serra da Boa Viagem (BV)
- Serra de Montejunto (Mtj)
- Carvalha (Monte do Forte da Carvalha) (Car)

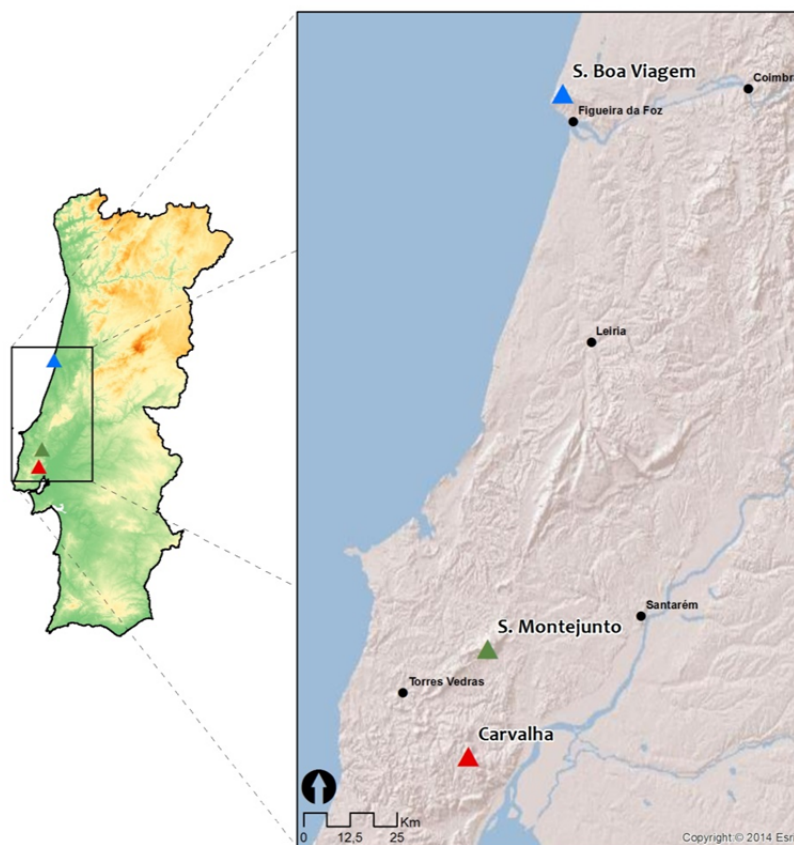


Figura 2-1: Enquadramento geográfico das áreas de estudo (Serra da Boa Viagem, Serra de Montejunto e Carvalha). Áreas de estudo indicadas com triângulos de cor e respectiva designação.

2.3.1.1 *Seleção da área a amostrar em cada população*

Em cada um dos locais de estudo foi realizado um esforço de prospecção inicial, incidindo no período de início de floração, que teve como objectivo tentar definir os limites das populações que tinham sido confirmadas anteriormente. A prospecção foi realizada de

forma centrípeta relativamente aos locais conhecidos na primeira visita de reconhecimento, e onde parecia existir habitat potencial para a ocorrência da espécie.

Nas populações que se pareciam estender bastante, a prospecção foi interrompida quando a espécie se tornou pouco abundante ou por dificuldade de prosseguir, tomando nota desses factos. Por constrangimentos temporais não foi possível alargar a prospecção a áreas envolventes, de forma a procurar outros núcleos.

2.3.2 CENSOS DAS POPULAÇÕES E MICRO-HABITAT DE OCORRÊNCIA

Censos das populações

Os censos das populações foram realizados por contagem directa, tal como sugerido por Iriondo (2011), através de transectos em banda, onde foram contabilizados todos os indivíduos encontrados. Procurou-se que os transectos cobrissem a área o melhor possível e contabilizassem todos os núcleos já conhecidos.

No caso em que rosetas basais se encontravam muito próximas, não se diferenciando o número de indivíduos com precisão e rapidez, foram considerados como um único indivíduo quando a proximidade das rosetas era menor que 10 cm, tal como na metodologia adoptada para contabilização de indivíduos de *Senecio lopezzi* (Hagemann & Deil 2006). O critério foi alterado apenas no caso de existir mais do que um escape floral. Como se verificou que cada roseta basal (uma planta) produz apenas um escape floral, estes foram contabilizados na totalidade. A prospecção foi realizada no final de Maio, incidindo no período de floração de forma a facilitar a detecção da espécie. Esta metodologia foi adoptada para todos os parâmetros em que se tornou necessário distinguir ou contabilizar indivíduos.

Micro-habitats de ocorrência

Para uma breve caracterização dos habitats de ocorrência do *taxon*, em cada população, foram definidos entre 10 a 12 pontos. Estes pontos foram aleatoriamente seleccionados de entre os pontos de GPS marcados no decorrer do trabalho, cujos locais indicavam elevada densidade de plantas. Para cada ponto foi definido uma quadrícula de 2x2m e registados os seguintes parâmetros:

- Altitude (através de GPS e rectificada com recurso a Cartas Militares e Google Earth)
- Exposição (observação local e rectificação com recurso a Cartas Militares e Google Earth)
- Declive (em graus) do terreno ocupado pela quadrícula definida e envolvente próxima (observação local e rectificação através de um Modelo Digital de Terreno criado a partir da altitude dos pontos de GPS (ArcGis10: ferramentas Create Tin Surface, Tin to Raster e Raster to slope (3D Analyst).

- Cobertura do solo (%) ocupada por vegetação arbustiva, vegetação herbácea, rocha ou solo. Na categoria solo foram incluídas as coberturas por solo nú, folhada ou comunidade de briófitos.

- Tipo de habitat dominante. Com base nas observações de campo (e % de cobertura do solo) foram categorizados os diferentes habitats que ocupam as áreas de ocorrência do *taxon*, nas várias populações. Os tipos de habitat foram definidos com base nos tipos de coberturas dominantes de entre: rocha (habitat rochoso), arbustiva (mato denso), herbáceas várias de baixa cobertura e densidade (relvado) e gramíneas com estruturas vegetativas densas (relvado alto, geralmente tufo de *Brachypodium phoenicoides*); resultando nos seguintes tipos de habitats (a primeira designação corresponde ao tipo de cobertura mais dominante):

- Relvado rochoso
- Relvado rochoso com mato
- Mato denso com afloramento rochoso
- Mato denso com relvado alto
- Relvado alto
- Relvado alto com mato

2.3.3 FENOLOGIA

O estudo fenológico foi realizado na população da Carvalha, que foi visitada uma vez por semana, todas as semanas, entre meados de Março e final de Julho. Foi definido um transecto e junto ao mesmo foram aleatoriamente seleccionadas 40 plantas com escapo floral, nas quais foi marcado um dos capítulos

Em cada visita foi estimada a percentagem de indivíduos marcados em cada fase de desenvolvimento: roseta basal (estado vegetativo); escapo floral; floração; frutificação; dispersão e senescência de acordo com o método do “Índice de Actividade” (Bencke & Morellato, 2002). As plantas foram consideradas no estado vegetativo quando se apresentavam apenas com as folhas da roseta basal. Desde que era visível a formação do escapo floral foram consideradas na classe *escapo floral* e a partir da formação e abertura do primeiro capítulo (Herrera, 1986) as plantas foram consideradas no período de floração. O período de frutificação foi considerado a partir do início do intumescimento do capítulo (quando se começam a formar as sementes) após o fim da época de floração. Uma vez formadas as sementes, o capítulo volta a abrir para dispersar as sementes – o período de dispersão foi considerado desde a total abertura do capítulo até à dispersão da última semente.

2.3.4 SISTEMAS DE REPRODUÇÃO

2.3.4.1 Reprodução vegetativa

Para verificar a existência de reprodução vegetativa, foram examinados os sistemas radiculares de 6 plantas (6 rosetas basais, 2 em cada população). Depois de efectuada a observação, as plantas foram de novo colocadas no mesmo local.

2.3.4.2 Autopolinização espontânea

Para verificar se a espécie se reproduz por autopolinização espontânea foram colocadas bolsas de nylon transparente (malha $\approx 0,5\text{mm}$) em torno de 1 capítulo por planta (Figura 2-2), em 12 plantas aleatoriamente seleccionadas na população da Serra de Montejunto. Foi seleccionado o capítulo central; este capítulo apresenta um pedúnculo geralmente mais curto e resistente, que resiste melhor aos fortes ventos das áreas de estudo. Os restantes capítulos de cada planta foram mantidos sem bolsas, servindo de controlo. As bolsas que foram colocadas em meados de Maio, em capítulos em pré-floração (capítulos ainda totalmente fechados para garantir a ausência de polinização cruzada) permitiam a entrada de ar e luz mas impediam a entrada de polinizadores. As plantas onde foram colocadas as bolsas foram devidamente identificadas e os locais de amostragem marcados com recurso a GPS.

No período de frutificação verificou-se a integridade das bolsas (garantia de não entrada de polinizadores) e a proporção de capítulos com indícios de presença ou ausência de polinização (ou seja presença/ausência de sementes formadas). As bolsas foram recolhidas no final do ensaio e os capítulos observados com auxílio de lupa binocular.



Figura 2-2: Bolsas de rede de malha fina, colocadas nos capítulos de *Senecio l. lusitanicus*, para impedir a polinização cruzada por insectos, na população da Serra de Montejunto.

2.3.5 POTENCIAL REPRODUTOR

2.3.5.1 *Indivíduos reprodutores*

Durante a realização dos censos das três populações, que incidiu no período de floração da espécie (final de Maio de 2012), foi avaliado o número de indivíduos reprodutores e o número de indivíduos vegetativos (ou seja, que não formaram estruturas reprodutoras – escapo floral). No caso de não se distinguirem os vários indivíduos foi igualmente considerada a metodologia adaptada de Hagemann & Deil, 2006 (ver capítulo 2.3.2).

2.3.5.2 *Número de capítulos florais por indivíduo*

Durante o mesmo período foram aleatoriamente seleccionados 40 escapos florais em cada população (correspondendo a 40 plantas, uma vez que cada uma apenas produz um escapo floral). Para cada planta foi contabilizado o número de capítulos.

2.3.5.3 *Produção de sementes*

Em cada população foram aleatoriamente seleccionadas 20 plantas e, em cada uma delas, foi seleccionado um capítulo, foi contabilizado o número de sementes e também estimada a sua aparente viabilidade (por observação simples e com base no aspecto exterior – ver em baixo). A definição do número de capítulos a recolher teve em consideração a raridade da espécie, pretendendo ser representativo mas não prejudicial para as populações.

Para a recolha das sementes, no início do período de frutificação (início de Junho de 2012), procedeu-se à colocação de bolsas de nylon nos capítulos (Figura 2-3), procedendo como em 2.3.4.2.



Figura 2-3: Bolsas de rede colocadas nos capítulos de *Senecio l. lusitanicus* para a recolha de sementes.

No início de Julho, coincidindo com o período de dispersão, as bolsas com as sementes foram recolhidas, mantidas em sacos de papel individualizados e transportadas para o

laboratório. Durante a recolha foi verificada a integridade das bolsas e foram eliminadas as amostras em que as bolsas se encontravam danificadas, podendo ter escapado algumas sementes (resultando numa amostra de 16 amostras para a Serra da Boa Viagem, 20 amostras para a Serra do Montejunto e 12 amostras para a Carvalha). Já em laboratório as sementes foram limpas manualmente para eliminar os papilhos e restos dos capítulos..

Para cada capítulo, individualmente, foi contabilizado o número total de sementes e avaliada a viabilidade das mesmas por observação simples. Esta análise é baseada no aspecto exterior da semente, tendo em conta parâmetros descritos como indicadores da viabilidade potencial da semente, como: cor, consistência, intumescência (Baskin & Baskin 1998). As sementes foram classificadas em 3 categorias: “formadas” (visualmente aparentavam estar viáveis à observação), “vazias” (sem embrião) e “em dúvida”, contabilizando como sementes “potencialmente viáveis” o conjunto das “formadas” com as “em dúvida” (Figura 2-4).

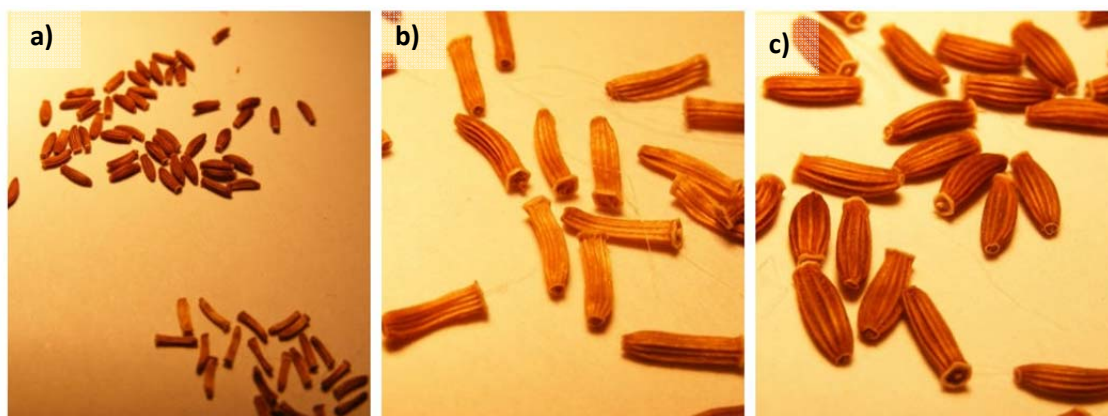


Figura 2-4: Selecção das sementes de *Senecio l. lusitanicus* baseada no seu aspecto exterior: (a) separação das sementes classificadas como vazias (pormenor em (b)) das classificadas como viáveis (pormenor em (c)).

Foram abertas 50 sementes (por corte da semente, “cut test”) classificadas como vazias (provenientes de vários capítulos) tal como indicado por Gosling (2003), e foi comprovado que eram sementes sem embrião. Este teste serviu para comprovar que a classificação de sementes vazias estava correcta, por forma a garantir a sua eliminação dos testes de germinação (subcapítulo seguinte 2.3.5.4).

2.3.5.4 Germinação das sementes

Para cálculo das percentagens de germinação, nas três populações em estudo, foram utilizadas as sementes colhidas e seleccionadas de acordo com o especificado no capítulo anterior (2.3.5.3).

Do total de sementes de cada capítulo, foram seleccionadas as consideradas potencialmente viáveis (“formadas” e “em dúvida”) e colocadas a germinar, individualmente para cada capítulo. Foram realizados testes de germinação para um total de 48 amostras (48

capítulos), 16 amostras para a Serra da Boa Viagem, 20 amostras para a Serra do Montejunto e 12 amostras para a Carvalha).

Os testes de germinação foram realizados em caixa de Petri com papel de filtro humedecido, sobre o qual foram colocadas as sementes (Figura 2-5). As caixas foram posteriormente incubadas em câmaras de germinação (Fitoclima S600, Aralab, Lisboa) num regime de temperaturas alternadas (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas, temperatura mais alta coincide com período diurno). Para determinação das condições foi realizada uma pesquisa bibliográfica prévia para identificação das condições óptimas de germinação e adoptadas as condições referidas para *Senecio doronicum* (Baskin & Baskin 1998), espécie próxima e de ecologia semelhante).

A germinação (emergência da radícula) foi monitorizada a cada dois dias, tendo-se passado nas últimas semanas a monitorizar de 3 em 3 dias. O ensaio foi finalizado ao fim de entre 65 a 75 dias de teste quando, num período de 10 dias consecutivos de registo de dados, não se detectaram novas germinações. As sementes germinadas, uma vez registadas, foram retiradas da caixa de Petri. Manteve-se o papel de filtro sempre húmido, adicionando-se água destilada sempre que necessário. No caso de aparecimento de fungos, que se revelou frequente, as sementes foram limpas com um cotonete embebido numa solução de 5% de lixívia, sendo novamente colocadas na caixa de Petri respectiva, ou substituídos os papéis de filtro. As sementes que já se encontravam muito danificadas foram igualmente registadas e retiradas da amostra. A posição das caixas de Petri dentro da câmara de germinação foi alterada a cada monitorização de forma a garantir a uniformidade das condições.



Figura 2-5: Realização de ensaios de germinação das sementes de *Senecio l. lusitanicus* no laboratório do Banco de Germoplasma (BG-MUHNAC). Ensaios em caixa de Petri com papel de filtro e amostras mantidas em câmara de germinação (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas).

Após a conclusão do teste, as sementes que não germinaram foram submetidas a um corte (“cut-test”) e observadas à lupa para determinação visual da sua viabilidade por observação directa do estado do embrião e endosperma (Gosling 2003). De acordo com a observação foram classificadas em: viáveis (sementes com embrião e endosperma de cor e

aspecto saudável), inviáveis (sementes com embrião ou endosperma escurecidos ou deterioradas por fungos) e vazias (sementes sem embrião) (Gosling 2003). Assim, as sementes que estavam vazias foram actualizadas no número de sementes inicialmente dadas como vazias por observação, alterando e aproximando mais da realidade a proporção de sementes classificadas como potencialmente viáveis.

No final dos ensaios foram determinadas as percentagens de germinação máxima $[(n^{\circ} \text{ total de sementes germinadas} / (n^{\circ} \text{ inicial de sementes} - n^{\circ} \text{ sementes vazias})) * 100]$, a velocidade de germinação T50 (tempo, em dias, necessário para atingir 50% da germinação máxima) e a duração do período de germinação T10-90 (tempo, em dias, que decorre entre o momento em que se atinge 10% da germinação máxima e o momento em que se atinge 90% da germinação máxima). Estas variáveis foram determinadas segundo Baskin & Baskin (1998).

Um total de 40 plântulas de *Senecio l. lusitanicus* provenientes dos testes de germinação foram transplantadas para terra (solo recolhido na população da Carvalha), mantidas a crescer na câmara de germinação (20°C / 20°C, fotoperíodo de 12 horas) e a sua sobrevivência foi monitorizada durante quatro semanas.

2.3.6 BANCO DE SEMENTES DO SOLO

De forma a caracterizar o banco de sementes *in situ* de *Senecio l. lusitanicus* no solo foram recolhidas 15 amostras de solo, de pequena dimensão e à superfície (5cm x 5cm x 5cm), em cada uma das 3 três populações. A recolha de solo foi realizada no início de Maio (período de pré-floração) para garantir que não foram recolhidas sementes produzidas no presente ano. As amostras de solo foram recolhidas aleatoriamente dentro de áreas com maior densidade de indivíduos e próximo destes (Figura 2-6).

Assumindo que a distribuição das sementes no solo não é regular, preferiu-se recolher um maior número de amostras mais pequenas, do que menos amostras e de maior dimensão (Iriondo 2011). A recolha foi realizada em amostras superficiais, assumindo que sementes médias e alongadas, como as que estão em estudo, não terão facilidade em penetrar no solo, mantendo-se numa camada superficial (Thompson et al., 1993 *in* Iriondo, 2011).

As amostras foram devidamente identificadas e transportadas em sacos de plástico para o laboratório, onde foi utilizado o “método da germinação” (*seedling emergence method*) para a quantificação total de sementes viáveis (Ferrandis et al, 1999; Iriondo, 2011). Cada amostra de solo foi passada sequencialmente por crivos de 2,00 mm, 1,40 mm e 600 µm (CISA, Sieve Shaker Mod. RP.09, Zaragoza) com utilização de água corrente e agitação mecânica para auxiliar a eliminação das partículas mais finas. Considerando que o tamanho médio das sementes de *Senecio l. lusitanicus* oscila entre 1 e 2mm de largura e 3 e 5mm de comprimento, foi utilizado o crivo de 600 µm para garantir que as sementes da espécie eram retidas. Os

crivos de malha maior foram usados para ajudar na separação dos materiais e para, manualmente, eliminar grandes partículas, como pedras, bolbos, raízes, etc.

O material retido nestes crivos foi dividido, ainda húmido, por várias caixas de Petri com papel de filtro e incubado em câmara de germinação (Fitoclima S600, Aralab, Lisboa) nas mesmas condições onde decorreram os testes de germinação das sementes recolhidas dos capítulos (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas) (Figura 2-6).

As amostras foram mantidas húmidas e a germinação foi monitorizada semanalmente. Todas as plântulas semelhantes às de *Senecio l. lusitanicus* (excluíram-se à partida gramíneas ou bolbosas, por exemplo) foram passadas para outras caixas de Petri por alguns dias, sendo mais tarde transplantadas para terra e mantidas na câmara de germinação (20°C / 20°C, fotoperíodo de 12 horas) durante duas a três semanas afim de confirmar quais correspondiam a plântulas da espécie em estudo (por comparação com plântulas provenientes dos testes de germinação). O ensaio de germinação foi finalizado cerca de 70 dias após quando, num período de 2 semanas consecutivas, não se detectaram novas germinações.



Figura 2-6: Avaliação do banco de sementes do solo de *Senecio l. lusitanicus* – (a) Colheita das amostras de solo; (b1 e b2) Passagem dos solos por crivos sucessivos para lavagem, limpeza e recuperação de partículas de terra potencialmente com sementes; (c) Colocação, em caixas de Petri, do solo recuperado nos crivos de malha inferior ao tamanho médio das sementes de *Senecio l. lusitanicus* – para determinar a presença de sementes através do “método da germinação”; (d) Plântulas retiradas das caixas com solo e colocadas a desenvolver os primeiros dias em novas caixas de Petri; (e) Transplantação de algumas plântulas para terra para crescimento e comparação com as de *Senecio l. lusitanicus*.

2.3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A comparação dos valores entre as diferentes populações no que respeita ao número de capítulos por planta, número de sementes por capítulo, % de sementes viáveis por capítulo, % de germinação máxima, velocidade de germinação (T50) e duração do período de germinação (T10-90) foi efectuada através de análise da variância - ANOVA de um factor (“one-way ANOVA”), com comparações múltiplas através do teste de Tukey. Foi considerado um nível de significância de 0,05 para todos testes realizados.

Nos casos em que os pressupostos de distribuição normal e de homogeneidade de variâncias não se verificaram, os dados foram transformados (Log10). Nos casos em que, após transformação, a distribuição dos dados continuou a não estar em conformidade com os pressupostos, utilizou-se o teste de Kruskal Wallis em substituição da ANOVA.

O tratamento e análise dos dados foram efectuados com recurso aos programas IBM SPSS Statistics 19, Office Excel 2010 e respectiva ferramenta suplementar XLSTAT.

2.4 SINOPSE ECOGEOGRÁFICA

Como suplemento ao presente trabalho, que reporta o estudo ecogeográfico e de caracterização *in loco*, a informação *taxonómica*, ecológica, climática e geográfica foi organizada e resumida numa ficha “sinopse” (“conspectus”), de acordo com Maxted et al. (1995) e adaptado de (Magos Brehm, 2008)

Na sinopse ecogeográfica (Anexo II) foi incluída a seguinte informação: Nomenclatura utilizada e sinónimos, descrição morfológica, período de floração e frutificação, ecologia, altitude, distribuição global e nacional, legislação de protecção nacional, estatutos de conservação/ameaça (nacionais e internacionais), medidas de conservação *in situ* e *ex situ* implementadas e as principais ameaças.

A informação na secção *ecologia* descreve os valores limite de vários parâmetros biofísicos extraídos, com recurso ao *software* ArcGis10, dos mapas do Atlas do Ambiente disponíveis na plataforma da Agência Portuguesa do Ambiente para as coordenadas de cada uma das 4 populações da espécie.

A informação relativa à floração, frutificação e altitude são referentes ao presente trabalho, com indicação dos valores para cada população, quando aplicável.

A análise da informação relativa aos estatutos de conservação/ameaça, medidas de conservação e principais ameaças é realizada no Capítulo 5. Esta análise permite a identificação das falhas sobre a conservação da espécie (conhecida por “gap analysis”) (Noss & Cooperrider, 1999) tendo por base a avaliação das medidas de conservação *in situ* (passivas e

activas) e *ex situ* que estão implementadas, e das que, não estando, poderão ser consideradas como mais prioritárias.

3 RESULTADOS

3.1 ESTUDO ECOGEOGRÁFICO

3.1.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO *TAXON*

3.1.1.1 *Esclarecimento da nomenclatura*

O *taxon* em estudo foi descrito pela primeira vez em 1913 por Pereira Coutinho, que descreveu uma nova subespécie para Portugal: *Senecio doronicum* subsp. *lusitanicus* P. Cout. (Coutinho, 1913).

Posteriormente a nomenclatura do *taxon* foi alvo de diversas combinações por diversos autores, tais como *Senecio doronicum* var. *lagascanus* Samp. (Sampaio, 1946), *Senecio doronicum* subsp. *lagascanus* (DC.) Vigo (Vigo, 1968) e *Senecio lagascanus* subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva (Pinto da Silva, 1987). Mais recentemente, um estudo detalhado da morfologia do grupo (Pérez Romero, 2007) (Pérez-Romero, et al., 2009) revelou que os exemplares de Portugal diferem na morfologia polínica em relação às espécies descritas (*S. doronicum* e *S. lagascanus*), descrevendo uma nova composição e distinguindo-a como espécie: *Senecio lusitanicus* (Cout.) R. Pérez-Romero.

Embora se aguarde a revisão da Flora Ibérica, de acordo com a opinião do autor responsável pela revisão do género (com. pess. Joel Calvo Casas) não existem caracteres distintivos suficientes para considerar a subespécie, pelo que os exemplares de Portugal, à partida, irão ser considerados, nessa obra, como *Senecio lagascanus* DC., tal como os existentes em Espanha.

O basiónimo de Pereira Coutinho (*S. doronicum* subsp. *lusitanicus* P. Cout.) é o adoptado por Amaral Franco na Nova Flora de Portugal (Franco, 1984). Na Lista Vermelha do IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) e também na legislação nacional de protecção (Directiva Habitats 92/43/CEE e Decreto-Lei nº 140/99) a espécie tem sido apresentada com a composição de Pinto da Silva: ***Senecio lagascanus* subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva.**

Esta última é também a nomenclatura utilizada nesta dissertação, de forma a ser coerente com os seus estatutos de ameaça/protecção nacionais e internacionais.

3.1.1.2 *Distribuição conhecida*

De acordo com a bibliografia consultada, *Senecio lagascanus* DC. está descrito para a Península Ibérica desde 1838, nomeadamente para as zonas montanhosas do Norte e Este de Espanha e dado com incerto para Portugal (Tutin, et al., 1976). Aqui foi englobado *Senecio*

doronicum subsp. *lusitanicus*, já na altura descrito por Pereira Coutinho, atribuindo-lhe um carácter de sinonímia.

As várias publicações indicam a distribuição da subespécie para os arredores de “Buarcos e Serra de Montejunto” (Coutinho, 1939), “Figueira da Foz e Serra de Montejunto” (Sampaio, 1946), e “endémico do CW calcário e considerado raríssimo” (Franco, 1984) (Espírito-Santo, 1997). O último trabalho de prospecção realizado para a espécie terá sido já em 1997 (Espírito-Santo, 1997), que apenas confirma a população da Serra de Montejunto.

A consulta de exemplares de herbário permitiu compilar as diferentes localizações onde a espécie foi encontrada (Anexo I). A localização clássica é a Serra do Montejunto, onde terá sido descoberto pela primeira vez (Pinto da Silva, 1987), e de onde existem alguns exemplares de herbário. Existem também bastantes referências de herbário à localização na Serra da Boa Viagem e apenas uma outra antiga em Arranhó de Baixo.

A informação compilada entre 1997 e 2006 pelo ICNF (Instituto de Conservação da Natureza e Florestas) apenas dá como confirmada a população de Montejunto, apontando a possibilidade de ter desaparecido a da Serra da Boa Viagem. Esta informação tem como referência uma campanha de prospecção na qual se descreve que em toda a região centro a espécie apenas foi vista na área da Serra de Montejunto (Espírito-Santo, 1997); e também pelo facto da espécie não ser avistada desde 1979, mesmo com algumas tentativas de prospecção, nem constar nos inventários de alguns trabalhos na região da Serra da Boa Viagem. Nos mesmos dados do ICNF é descrito que embora não existam registos recentes, a região de Arruda dos Vinhos parecia manter condições para a existência da espécie.

Já no ano 2001, esforços de prospecção (com. pess. Manuel João Pinto, MUHNAC) permitiram localizar uma população próxima de Carvalha, aldeia localizada no concelho de Arruda dos Vinhos. Esta possivelmente não corresponde à referência de herbário dada para Arranhó de Baixo (datada de 1942), aldeia localizada a cerca de 4 km a Sudoeste da Carvalha. Mais recentemente, em 2006, (com. pess. Miguel Porto e Ana Júlia Pereira, Sociedade Portuguesa de Botânica; informação obtida posteriormente à preparação e realização do trabalho de campo do presente estudo), foi descoberto um núcleo próximo da aldeia de Cachoeira (concelho de Mafra, junto ao limite do concelho de Arruda dos Vinhos), a cerca de 3 km a Oeste de Arranhó de Baixo.

De acordo com a informação descrita, a distribuição de *Senecio l. lusitanicus* corresponde a um número muito reduzido de populações, bastante afastadas e fragmentadas, havendo a possibilidade de algumas das observadas no século passado se terem extinguido.

3.1.2 DISTRIBUIÇÃO ACTUAL – DADOS E CONFIRMAÇÃO EM CAMPO

A pesquisa efectuada permitiu a compilação de alguma informação relativa ao *taxon* em estudo, nomeadamente importantes dados acerca da sua distribuição. Estes dados foram

essenciais para a confirmação da distribuição actual da espécie. Esta corresponde à primeira e principal informação a partir da qual se pode desenvolver o restante estudo que objective a conservação.

A prospecção de campo efectuada às localizações descritas em cima permitiu confirmar a ocorrência da espécie nos quatro locais. As populações do Montejunto e Boa Viagem já haviam sido confirmadas em 2010 no âmbito do Projecto *Conservação e Valorização da Flora Endémica Ameaçada em Portugal* (Clemente, et al., 2010), (Clemente, et al., 2011) e do Plano de Acção *Conservação ex situ, orientada para a conservação in situ, de taxa endémicos, raros, ameaçados ou legalmente protegidos da flora portuguesa* (Clemente, et al., 2012) desenvolvidos no BG – MUHNAC. Posteriormente em 2012, no âmbito do presente trabalho, foram de novo visitadas estas populações e também as da Carvalha e Cachoeira, em ambas confirmada a ocorrência do *taxon*. Para as duas últimas foram colhidos exemplares de herbário, por forma a documentar a sua ocorrência também nestes locais (Anexo I).

De acordo com todas as localizações conhecidas até à data, o *taxon* em estudo é considerado um endemismo da região Centro-Oeste calcária de Portugal Continental, sendo actualmente conhecidas apenas quatro localizações, restritas espacialmente e muito fragmentadas. Geograficamente, a área mais a norte localiza-se na sub-região do Baixo Mondego, mais precisamente no Cabo Mondego ou Serra da Boa Viagem, pertencente ao distrito de Coimbra, concelho de Figueira da Foz (Figura 3-1). As restantes duas áreas localizam-se na sub-região do Oeste, pertencentes ao distrito de Lisboa. Uma das áreas localiza-se na Serra de Montejunto, que é dividida pelos concelhos de Alenquer e Cadaval. A outra área localiza-se próxima de Carvalha, pertencente ao concelho de Arruda dos Vinhos.

Resume-se, assim, a distribuição actual de *Senecio l. lusitanicus*, de Norte para Sul:

- Serra da Boa Viagem, Cabo Mondego (Figueira da Foz): A espécie ocorre no topo e vertentes Norte e Noroeste da serra;
- Serra de Montejunto (Alenquer, Cadaval): A espécie ocorre em dois pequenos núcleos no topo da serra e há referência (Espírito-Santo, 1997) a um outro próximo do marco geodésico do Moinho do Céu (não visitado durante a realização do trabalho);
- Carvalha (Arruda dos Vinhos): A espécie ocorre na vertente Norte do morro onde está localizado o Forte da Carvalha;
- Cachoeira (Mafra, próximo do limite do concelho de Arruda dos Vinhos): A espécie ocorre no topo da vertente Norte do afloramento rochoso próximo da aldeia de Cachoeira.

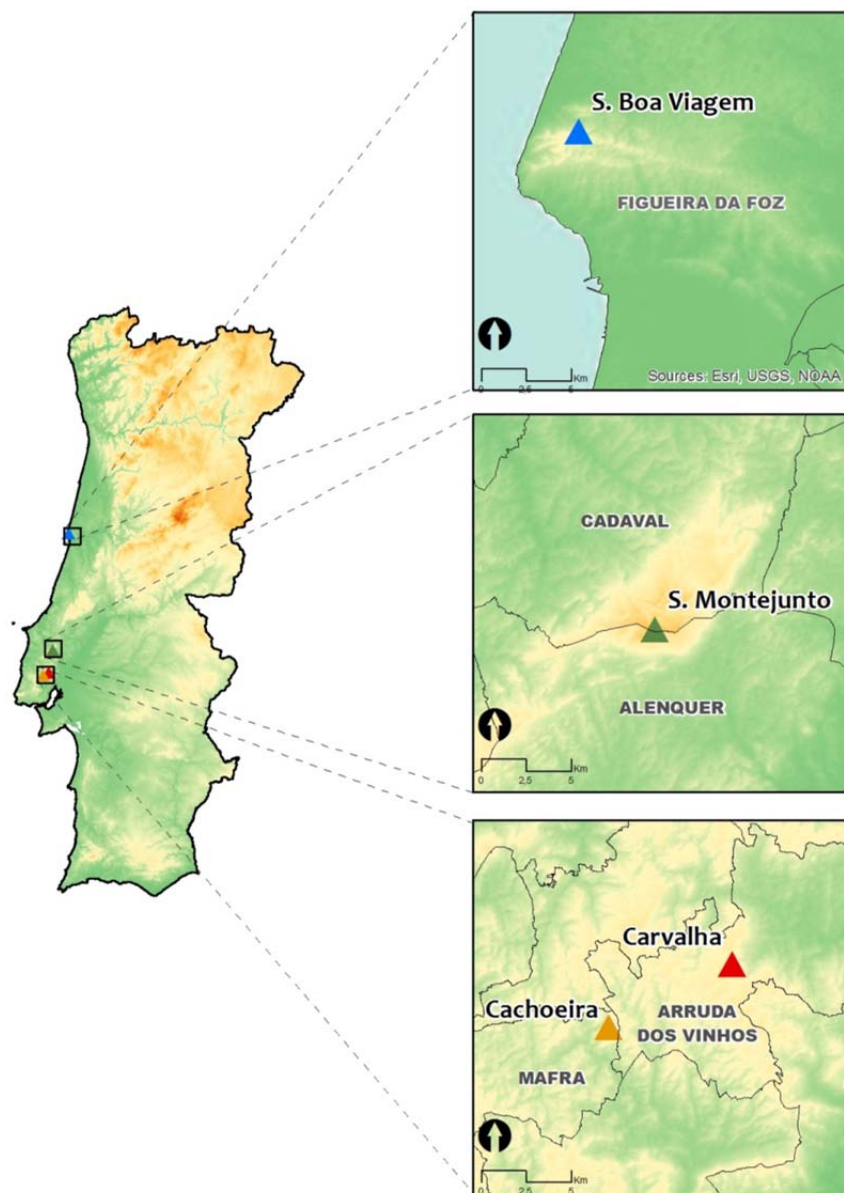


Figura 3-1: Localização e enquadramento geográfico das populações conhecidas de *Senecio l. lusitanicus*. Populações indicadas a triângulos de cor com respectiva designação a preto (Serra da Boa Viagem, Serra de Montejunto, Carvalha e Cachoeira). Linhas pretas delimitam os concelhos, com designação a cinzento e a letra maiúscula..

Embora não tenham sido realizados muitos esforços de prospecção efectivos e direccionados a este *taxon*, esta região centro calcária de Portugal é relativamente bem conhecida e documentada por botânicos. Ainda assim, desde a descrição da espécie que não foram descobertas novas áreas de distribuição, o que parece indicar que esta tem efectivamente uma distribuição muito restrita.

Mesmo que se venha a entender que a subespécie descrita para Portugal não tem caracteres suficientes para a distinguir da espécie dada para Espanha (*Senecio lagascanus* DC.), os exemplares de Portugal não deixam de ter uma distribuição muito rara e litoral atlântica,

sendo estas as únicas populações conhecidas em todo o país e localizadas a centenas de quilómetros das populações espanholas. Em estudos futuros seria importante e interessante estudar a diferenciação genética e até ecológica e geográfica entre estes *taxa*.

3.2 MODELAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO TAXON

O modelo de distribuição previsível criado pelo MaxEnt produziu bons resultados e com validade na capacidade discriminatória (AUCtreino = 0,999; AUCteste = 0,996).

A representação do modelo de predição da distribuição de *Senecio l. lusitanicus* baseado nas condições climáticas actuais (Figura 3-2), demonstra áreas de ocorrência potencial confinadas à região do Oeste e litoral centro, tendo a Serra da Boa Viagem como localização mais a Norte. Uma análise mais pormenorizada permite identificar áreas de probabilidade relativamente elevada (> 0,70) para as zonas circundantes aos pontos de ocorrência conhecidos:

- Região da Serra da Boa Viagem: A modelação para esta zona apresenta os valores mais elevados do modelo (> 0,90), e indica um forte potencial de ocorrência da espécie ao longo da Serra da Boa Viagem para as encostas com orientação cardinal a Norte, sugerindo uma extensão de 3 km da área de prospecção para Este.

- Região da Serra de Montejunto: Para este maciço calcário o modelo de previsão apresenta também valores elevados, entre 0,70 e 0,90. A zona óptima de acordo com o modelo é o local de ocorrência conhecido, e sugere aumentar a área de prospecção ao redor dos pontos até cerca de 3 km para NE.

- Região da Arruda-dos-Vinhos / Mafra: Nesta região o modelo de predição da distribuição apresenta também valores altos (0,55 - 0,70) mas mais dispersos, não indicando uma grande extensão de área a prospectar mas sim áreas específicas. Após análise das áreas indicadas pelo modelo, através do Google Earth, são identificados como os locais com maior potencial de presença o forte do Alqueidão, o moinho do forte e nos morros junto à povoação da Granja. De referir que dentro destes três locais potenciais, a análise de fotografia aérea mostra habitat aparentemente mais propício para a espécie junto ao moinho do forte de Alqueidão.

Para além das regiões onde é conhecida a presença da espécie, o modelo de predição permitiu ainda identificar outras novas áreas de ocorrência potenciais, com valores de probabilidade entre os 0,50 e os 0,70:

- Região litoral de Mafra / Torres Vedras: Nesta região o modelo indica várias áreas potenciais com valores compreendidos entre 0,60 e 0,70. Mesmo estando esta zona bastante alterada por acção antrópica, a análise das células indicia 2 locais com maior potencial. Um

localiza-se na vertente exposta a Norte de uma elevação junto à povoação da Picanceira e o segundo em afloramentos calcários junto à povoação da Sarreira.

- Região de Peniche: O modelo para esta região apresenta um reduzido número de células com probabilidade de ocorrência mediana (0,5 - 0,60). A análise desta região salientou um local potencial a prospectar nas vertentes, com afloramentos de calcário, da Serra d'El-Rei.

- Região da Serra de Aire e Candeeiros: Para esta região calcária o modelo, com valores entre 0,55 e 0,65, aponta para vários locais. De destacar a zona de cumeada onde se encontra o posto de vigia do Monte da Lua, perto da localidade de Arrimal, e uma outra zona de cumeada, localizada na extremidade Norte da serra de Aire, próxima de Porto de Mós.

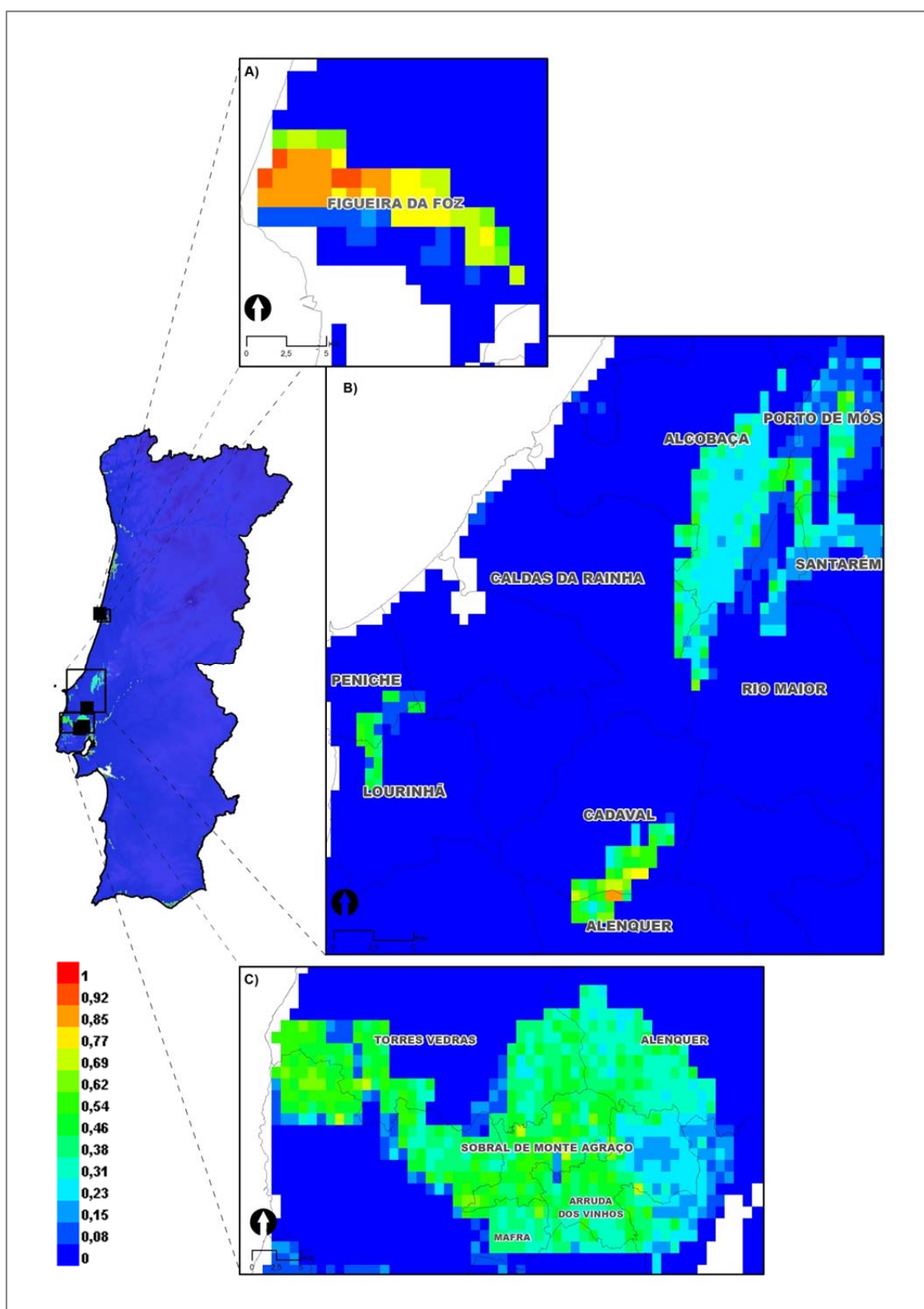


Figura 3-2: Modelo de distribuição das áreas potenciais de *Senecio l. lusitanicus* para as condições climáticas actuais em Portugal Continental. Áreas a vermelho indicam uma maior probabilidade de ocorrência. Localização das populações conhecidas representadas por quadrados pretos no mapa geral de Portugal. Enquadramentos: a) Região da Serra da Boa Viagem; b) (Norte para Sul) Regiões da Serra de Aire e Candeeiros, de Peniche e da Serra de Montejunto; c) (Oeste para Este) Regiões de Torres Vedras/Mafra e de Arruda-dos-Vinhos. Modelação realizada com o método de máxima entropia (Maxent).

Os resultados demonstram em geral uma boa capacidade de análise do software MaxEnt, constituindo uma óptima ferramenta na previsão de locais potenciais de ocorrência, mesmo para um reduzido número de amostras.

As novas áreas potenciais identificadas pelo modelo revelam-se importantes na orientação de futuras prospekções de campo, possibilitando a descoberta de novas populações de *Senecio l. Lusitanicus*, ou mesmo acompanhando a re-introdução de novas populações.

3.3 ESTUDO DAS POPULAÇÕES *IN LOCO*

Uma vez conhecida a distribuição da espécie em estudo, e no caso de não existirem quaisquer estudos sobre a mesma, torna-se essencial a caracterização das populações e dos seus habitats de ocorrência, bem como de parâmetros relativos à biologia reprodutiva e biologia populacional. O estudo das populações *in loco* assume enorme importância quando comparada com a informação obtida “à distância”, uma vez que permite a percepção real do estado de conservação das espécies e habitats.

Como referido anteriormente, o estudo das populações *in loco* foi realizado nas populações da Serra da Boa Viagem (BV), da Serra de Montejunto (Mtj) e Carvalha (Car).

3.3.1 CENSOS E ÁREA DE OCUPAÇÃO DAS POPULAÇÕES

- Áreas de ocupação de *Senecio l. lusitanicus* -

A prospekção efectuada nas populações estudadas permitiu o reconhecimento de campo, tanto no que respeita à distribuição local do *taxon*, como das características dos habitats que ocupa. Na Serra da Boa Viagem foi prospectado o topo da vertente Norte e Noroeste, na Serra de Montejunto o topo da Serra e na Carvalha toda a vertente Norte. Na Figura 3-3 é possível observar os locais prospectados e a respectiva área de estudo seleccionada, correspondente à área de presença da espécie. Nos seus limítrofes o *taxon* deixou de ser avistado, o que não significa que não exista. Estas áreas demarcam, assim, os núcleos de *Senecio l. lusitanicus* existentes nos locais prospectados. Por constrangimentos temporais não foi possível alargar a prospekção a zonas envolventes, de forma a procurar outros núcleos.

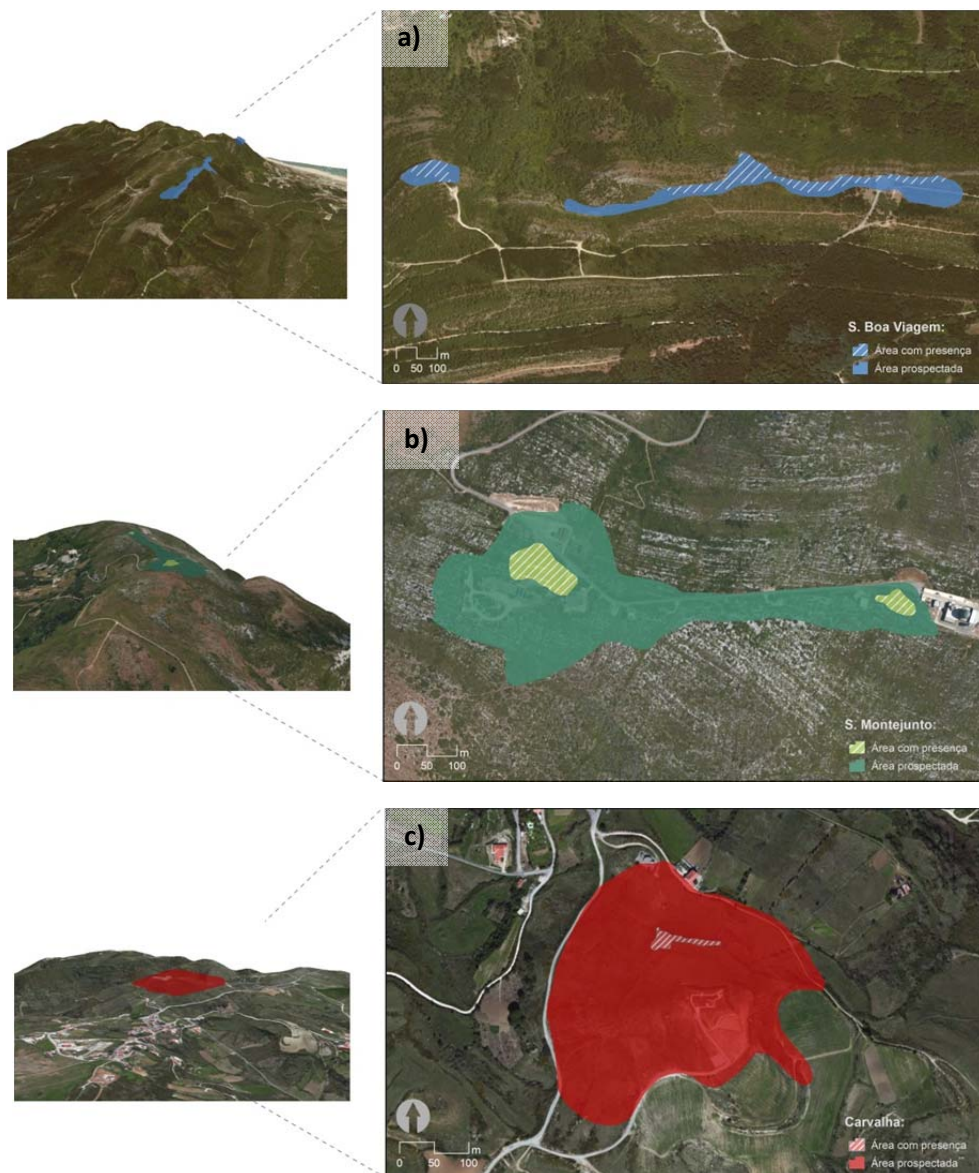


Figura 3-3: Delimitação aproximada da área prospectada e área com presença de *Senecio l. lusitanicus*, em cada uma das áreas de estudo – (a) Serra da Boa Viagem; (b) Serra de Montejunto; (c) Carvalha.

A população definida como área de estudo na Serra da Boa Viagem ocupa cerca de 18.946m^2 e estende-se bastante ao longo da vertente voltada a Norte, em dois núcleos, um mais extenso junto ao miradouro da Bandeira (a Este) e outro mais pontual no marco geodésico do Monte Redondo (a Oeste) (Figura 3-3). Nesta serra, a população deve estender-se para além da área marcada, em zonas da vertente que não foram prospectadas por serem muito declivosas e onde é muito difícil o acesso. Na Serra de Montejunto a área de estudo, com cerca de 7.400m^2 , situa-se no topo da serra (vertente Norte) e inclui também dois núcleos, um mais a Oeste e mais populoso (junto à capela) e outro a Este mais reduzido (junto à estação de radar). A área de estudo na Carvalha é muito reduzida e restrita, com cerca de apenas 1.270m^2 , não havendo muito habitat potencial em redor para se expandir.

A prospecção intensiva possibilitou uma contagem directa, permitindo uma estimativa fiel do número de indivíduos encontrados, uma vez que se verificou que as populações não eram nem muito extensas nem populosas. Na tabela seguinte está o número aproximado de plantas encontradas, para cada população, no decorrer da prospecção efectuada.

Tabela 3-1: Número de plantas de *Senecio l. lusitanicus* contabilizado nas populações das áreas de estudo da Serra da Boa Viagem (BV), da Serra do Montejunto (Mtj) e da Carvalha (Car). Dados entre parêntesis correspondem aos valores discriminados para cada núcleo, existentes na BV e Mtj (número de plantas do núcleo W + E, respectivamente).

BV	Mtj	Car
572 ind	300 ind	260 ind
(62 + 510)	(235 + 65)	

A prospecção de indivíduos revelou populações com um efectivo de cerca de 300 indivíduos para as áreas de estudo do Montejunto e Carvalha, sendo a área da Boa Viagem a mais numerosa com cerca de 600 indivíduos (Tabela 3-1). A estimativa feita para a Carvalha estará muito próxima da realidade enquanto a de Montejunto e Boa Viagem deverão estar subestimadas. A população da Carvalha encontra-se restrita a uma área relativamente pequena e fácil de delimitar (Figura 3-3) e prospectar, para além de que as plantas são bastante visíveis na vegetação envolvente. As outras populações encontram-se em áreas de habitat potencial bastante mais extenso e difícil de delimitar, para além de que o habitat é geralmente dominado por vegetação densa (Montejunto) ou a distribuição da espécie se estende para locais de muito difícil acesso (escarpas declivosas na Serra da Boa Viagem). De referir, mais uma vez, que na Serra de Montejunto está referenciado um outro núcleo que não foi estudado no decorrer deste estudo, pelo que as estimativas apresentadas estarão obviamente subestimadas para a população de toda a Serra de Montejunto. Não foi realizada prospecção nem estimado o número de indivíduos na população de Cachoeira (não incluída neste estudo) mas, pela visita realizada ao local, esta aparenta ser de dimensão reduzida e restrita espacialmente, semelhante à população da Carvalha.

Numa análise geral e de acordo com todos os núcleos conhecidos, a espécie deverá estar representada por um total de cerca de 1.500 a 2.000 indivíduos, distribuída por poucas e algumas pequenas populações, muito fragmentadas.

A prospecção de campo efectuada permitiu, pela primeira vez, obter uma estimativa do efectivo populacional total do *taxon* em estudo, informação que, sendo das mais importantes para definir o estado de conservação da espécie, era totalmente desconhecida. As únicas e últimas informações relativas a este *taxon* (Espírito-Santo, 1997) reportaram apenas à população de Montejunto e com cerca de 50 plantas para o topo da Serra. O presente trabalho permitiu, assim, uma melhor caracterização do estado de conservação do *taxon*.

3.3.2 CARACTERIZAÇÃO DOS MICRO-HABITATS DE OCORRÊNCIA DO TAXON

Uma breve caracterização do micro-habitat dos pontos de ocorrência de *Senecio l. lusitanicus* com indicação da altitude, declive, exposição e percentagens de cobertura do solo estão resumidos na Figura 3-4.

A planta ocorre no topo e vertentes altas das diferentes serras, entre as quais a altitude difere bastante, (cerca de 200m na BV e 650 no Mtj) mas a variação dentro de cada área é quase mínima, com excepção da Boa Viagem em que espécie a Oeste (marco geodésico) ocorre cerca de 50m abaixo dos restantes pontos.

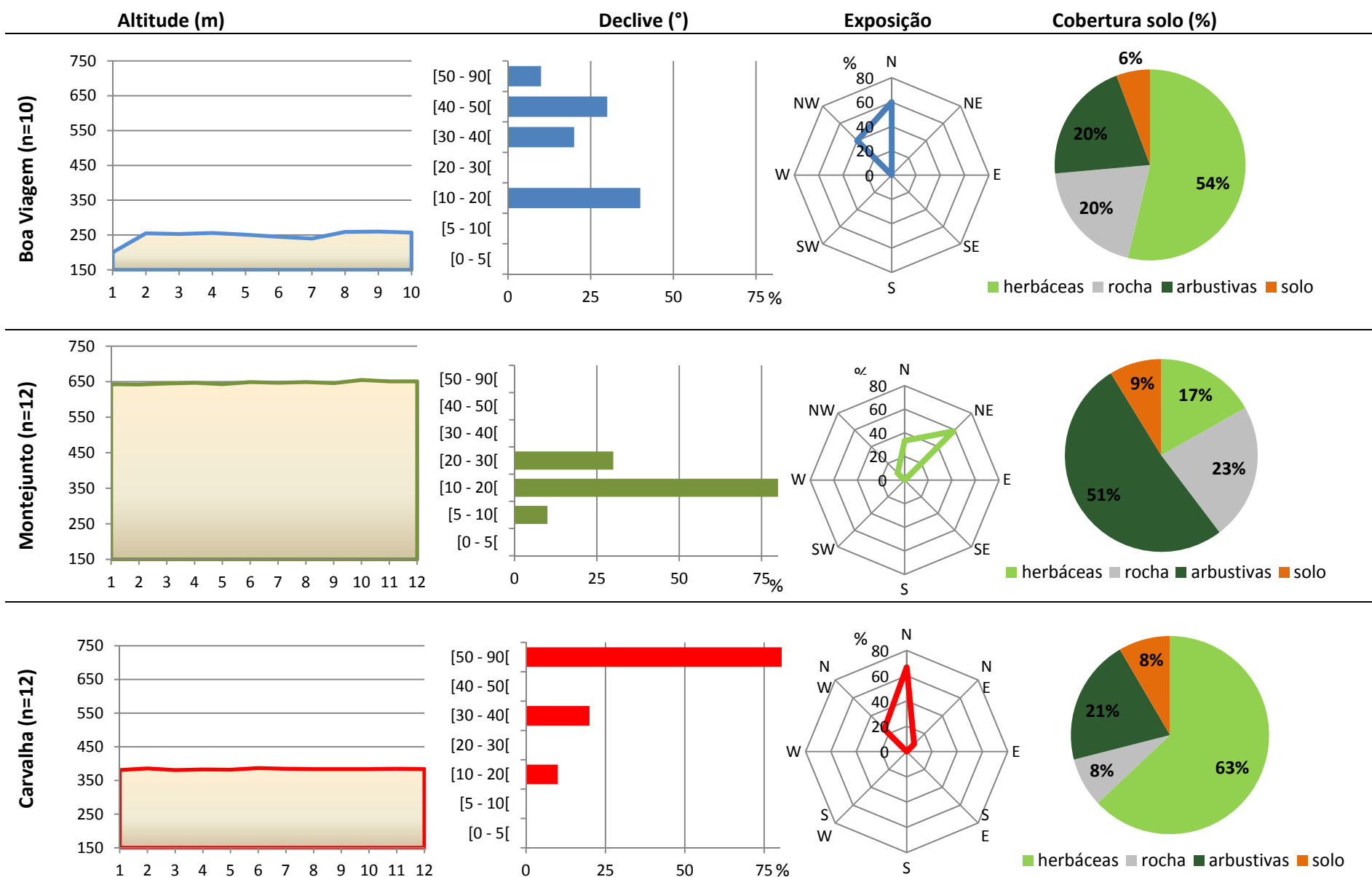


Figura 3-4: Caracterização do habitat de ocorrência de *Senecio l. lusitanicus* nas 3 áreas de estudo. Altitude (para cada um dos pontos); Declive e Exposição (% de pontos); Cobertura (valor médio).

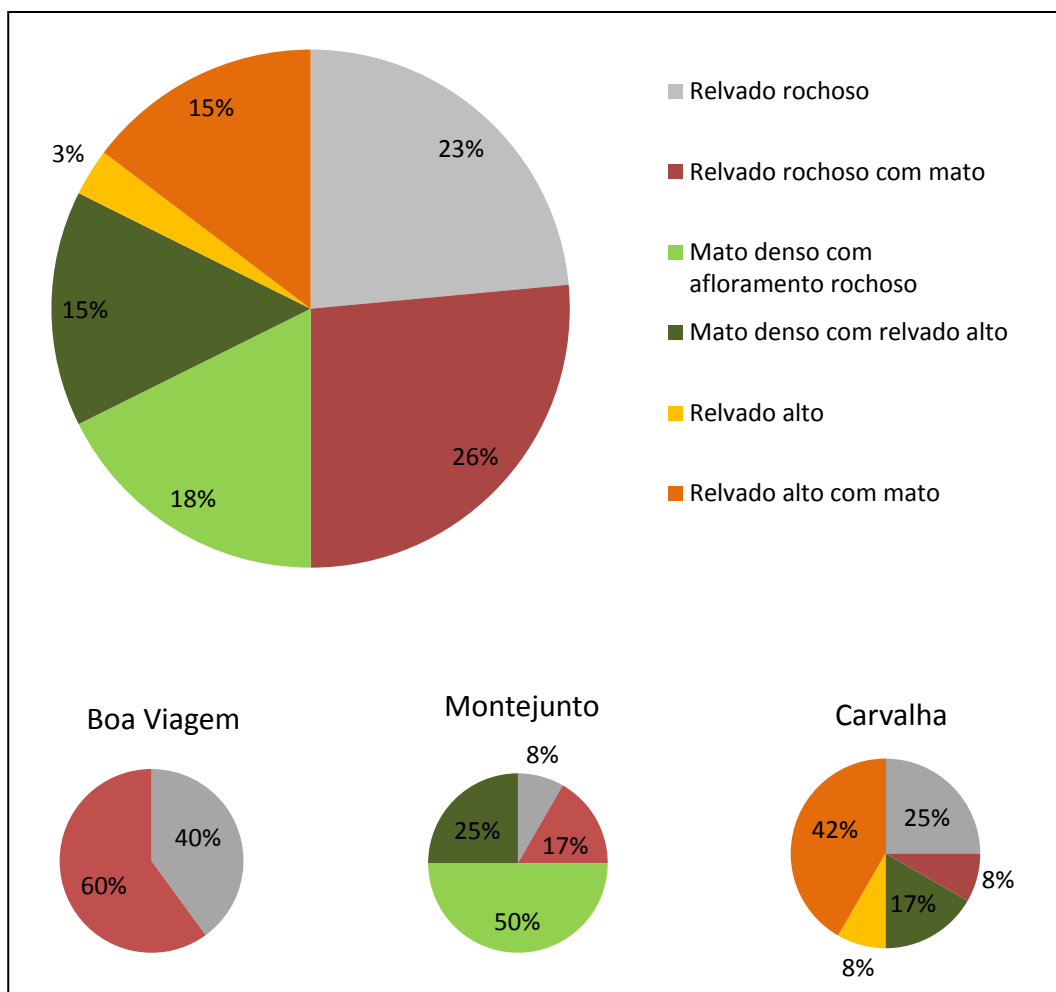


Figura 3-5: Tipos de habitats onde ocorre *Senecio l. lusitanicus*. Percentagem de pontos ocupada por cada tipo de habitat para o total das 3 populações (em cima) e para cada uma individualmente (em baixo) (BV n=10; Mtj n=12; Car n=12).

Verificou-se que a espécie ocupa locais com diferentes declives, sendo os declives mais elevados encontrados com mais frequência na Carvalha e também na Boa Viagem. De referir que os declives são relativos ao “micro-local” e não à inclinação total das grandes vertentes das serras. Na Carvalha, a população ocupa a vertente e não o topo (ocupado pelo Forte Militar da Carvalha) e o terreno parece ter a forma de dois ou três grandes socacos, o que faz com que a espécie ocorra por vezes nessas vertentes muito inclinadas, mas também nos próprios socacos. Na Serra da Boa Viagem a espécie ocorre no topo e ao longo da grande vertente virada a N-NW, sendo de destacar que foram avistados indivíduos nas vertentes quase verticais da serra, mas esses pontos não foram incluídos por impossibilidade de os caracterizar. Na Serra de Montejunto a população encontra-se no topo da serra que é bastante amplo, ocorrendo a espécie em locais menos declivosos.

Os resultados reflectem claramente a preferência da espécie por topos e vertentes viradas a Norte, caracterizadas por serem mais frias, ensombradas e sujeitas a ventos fortes e frios. Em qualquer uma das áreas de estudo, quando mantidos os requisitos de habitat ou

altitude, declive, etc, excepto a exposição (vertentes não viradas a N, NW ou NE), a espécie não ocorre, o que é bastante visível nas populações da Carvalha e Montejunto. A Serra da Boa Viagem, como se pode verificar, tem uma altitude reduzida e encontra-se sobranceira ao mar e por isso sob a influência de controlo climático por continentalidade. No entanto, talvez por ter uma longa vertente de relvados rochosos, muito exposta e virada a Norte, a espécie encontra condições propícias ao seu desenvolvimento, sendo esta a população mais extensa e com maior número de indivíduos (e igualmente com a maior probabilidade preditiva no modelo de distribuição potencial). Este facto poderá significar que a espécie, para além de preferir relvados rochosos em vertentes frias e expostas a Norte, tem uma distribuição bastante litoral ou litoral interior, beneficiando com essa proximidade.

Os valores médios da cobertura do solo (Figura 3-4) e os tipos de habitats dominantes nos locais caracterizados (Figura 3-5) demonstram as diferenças de micro-habitat que a espécie ocupa. De destacar a predominância de cobertura arbustiva na Serra de Montejunto, dominando os habitats de mato denso (também caracterizado na foto da esquerda da Figura 3-7). Estes habitats correspondem ao “núcleo” Oeste, dominados quase na totalidade por carrascal muito denso e afloramentos rochosos. Os habitats de relvado rochoso estão apenas presentes, na Serra de Montejunto, no “núcleo” mais a Este. Na Serra da Boa Viagem a cobertura é dominada por herbáceas e rocha, por vezes com algum mato rasteiro (dominado por *Pistacia lentiscus*, *Cistus salvifolius* e *Rhamnus alaternus*), mas sendo essencialmente caracterizado por relvados perenes rochosos (Figura 3-6), muito expostos. A Carvalha apresenta uma grande diversidade de habitats, embora a área seja muito pequena. No fundo de um dos socacos, virado a Norte e muito ensombrado, desenvolveu-se uma comunidade arbustiva de tojal-fetal, onde ocorrem plantas de *Senecio l. lusitanicus* de grandes dimensões e, na restante área, dominam relvados altos (de *Brachypodium phoenicoides*) com alguns arbustos rasteiros (Figura 3-8).



Figura 3-6: Aspecto dos micro-habitat de ocorrência de *Senecio l. lusitanicus* na Serra da Boa Viagem.



Figura 3-7: Aspecto dos micro-habitat de ocorrência de *Senecio l. lusitanicus* na Serra de Montejunto.



Figura 3-8: Aspecto dos micro-habitat de ocorrência de *Senecio l. lusitanicus* na Carvalha.

Nos locais mais ensombrados, com mais humidade e menos expostos, a espécie pode ocorrer formando plantas de maiores dimensões, como no caso dos carrascais do topo da Serra de Montejunto, no tojal-fetal da vertente da encosta da Carvalha e nos matos baixos litorais da Serra da Boa Viagem. Em locais menos expostos ou declivosos, mais ou menos pedregosos, com vários tipos de relvados dominado por gramíneas formam-se plantas de porte médio. Plantas de muito pequenas dimensões encontram-se, sobretudo, em vertentes expostas a ventos fortes (Figura 3-9), como as que foram documentadas nas encostas rochosas da Serra da Boa Viagem.





Figura 3-9: Diferença no desenvolvimento das rosetas e altura dos escapos florais consoante o micro-habitat que ocupam. Conjunto (a): Plantas de grandes dimensões em habitats de vegetação mais densa; Conjunto (b): Plantas de pequenas dimensões em habitats mais abertos e expostos.

Os tipos de habitat preferenciais da espécie, bem como as diferenças entre as populações estudadas, foram possíveis de avaliar pela caracterização à micro-escala. A espécie parece ser bastante restrita no que respeita a alguns requisitos ambientais (como a exposição Norte), mas ao mesmo tempo parece muito adaptada aos diferentes micro-habitats existentes nas três populações, mostrando plasticidade fenotípica. No entanto, aparentemente, o ensombramento, provocado pela progressão de matos muito densos pode ser um factor limitante para o seu desenvolvimento.

3.3.3 FENOLOGIA - CARACTERIZAÇÃO PRELIMINAR

Senecio l. lusitanicus é uma espécie perene, herbácea e que sendo um hemicriptófito passa o Inverno sob a forma de estruturas subterrâneas ao nível do solo (gemas de renovo ao nível do solo). O trabalho de campo efectuado permitiu acompanhar as várias fenofases da espécie. Como a fenologia das espécies pode variar de ano para ano, consoante as condições ambientais, a informação aqui apresentada deve ser considerada preliminar uma vez que é baseada apenas na observação de um ano de campo e maioritariamente numa das áreas de estudo (2012). No entanto, não deixa de ser relevante por ter sido realizada *in loco* e pela inexistência de quaisquer outros estudos tão detalhados. Na Figura 3-10 estão representadas as diferentes fenofases marcadas no estudo e a proporção de plantas que estavam em cada fase, em cada uma das visitas semanais (Figura 3-10).

As plantas do *taxon* em estudo, em 2012 e na população da Carvalha, produziram as primeiras folhas da roseta basal a partir do início de Março, mantendo-se estas até ao início de Julho, quando iniciam a sua senescência. A formação dos escapos florais deu-se a partir da segunda semana de Abril e a floração a partir da primeira semana de Maio (já reportado por Espírito-Santo (1997). A floração decorreu, no limite, até meados de Junho, apresentando o seu pico na última semana de Maio. Segue-se o período de frutificação e posterior dispersão das sementes, que decorreu entre a segunda semana de Junho e meados de Julho. Já no final

do período de dispersão, a planta entra de imediato em senescência, secando completamente as estruturas aéreas.

Para as restantes duas populações, embora não tenham sido seguidas com tanta frequência, foram visitadas pelo menos duas a três vezes entre as fases de floração e frutificação. Na população da Serra da Boa Viagem, as fenofases parecem estar de acordo com a população referida (Carvalha). Já na Serra de Montejunto é de referir que as fases fenológicas encontradas atrasam pelo menos uma semana relativamente à população da Carvalha, devido provavelmente às condições de maior altitude da serra.

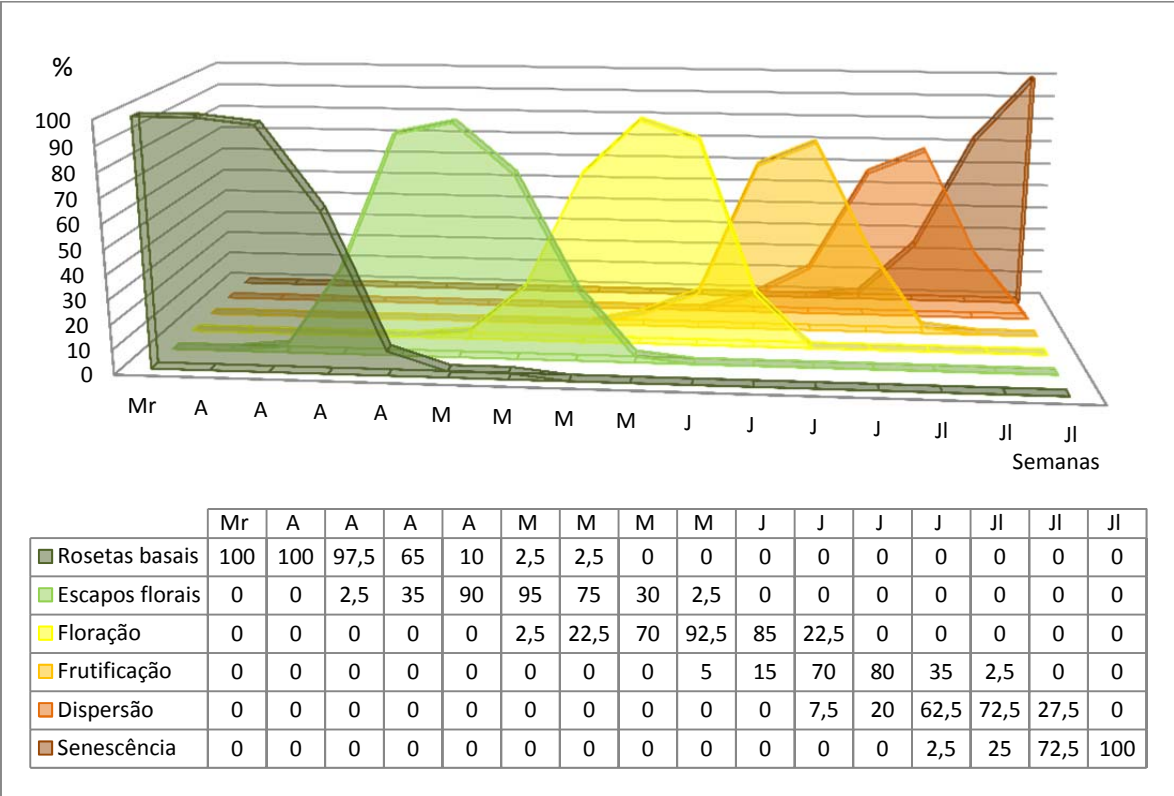


Figura 3-10: Fenologia de *Senecio l. lusitanicus* - % de indivíduos em cada fase fenológica (n=40 em cada população), em cada uma das visitas semanais efectuadas à população da Carvalha, entre Março e Julho de 2012.

Verificou-se sobreposição entre todas as fenofases, mostrando que parte dos indivíduos se desenvolve de forma mais assíncrona, mas que grande parte apresenta sincronia, originando períodos que se podem caracterizar por clara predominância de cada fenofase. A duração dos períodos de floração e frutificação (nº de dias entre o primeiro e último registo de floração e o primeiro e último registo de frutificação) foi para ambos os períodos cerca 42 dias. No entanto, o pico de floração (período em que mais de 70% das plantas têm flores abertas, de acordo com Albert & Iriando (1997) durou entre 10-15 dias, entre a última semana de Maio e a primeira de Junho (Figura 3-10). O período em que mais indivíduos se encontraram em dispersão ocorreu na transição de Junho para Julho de 2012, a partir do qual as plantas entram em senescência. Durante o período de floração, destaca-se que foi avistada intensa actividade de uma grande variedade de insectos nas flores do *taxon*, podendo ser responsáveis pela

polinização e consequente incremento do fluxo de genes (observações de campo não quantificáveis).

3.3.4 SISTEMAS DE REPRODUÇÃO

O desenvolvimento de experiências simples procuraram clarificar o tipo de reprodução do *taxon* em estudo: se se reproduz por reprodução vegetativa e se é autocompatível, formando sementes viáveis através da autopolinização.

Reprodução vegetativa

Nos 6 sistemas radiculares que foram postos a descoberto para observação, foi possível observar a formação de rizomas horizontais a ligar diferentes rosetas basais (Figura 3-11). A existência de rizomas vegetativos está documentada para outras espécies raras do género *Senecio*, nomeadamente para espécies próximas (Hagemann & Deil, 2006) e de ecologias semelhantes (Widén, 1987). Uma dessas espécies (*Senecio integrifolius*) está descrita como tendo um rizoma vertical que dá origem a um único caule (uma roseta e escapo floral), mas em condições favoráveis o rizoma pode dar origem a vários caules, que geneticamente pertencem ao mesmo indivíduo. Está ainda descrito, para esta mesma espécie, que alguns destes caules formados vegetativamente através dos rizomas, podem posteriormente destacar-se da planta-mãe (Widén 1987).



Figura 3-11: Presença de rizomas vegetativos em *Senecio l. lusitanicus*.

No presente trabalho foram encontrados rizomas a ligar, no máximo, dois caules distintos. No entanto, esta observação, apesar de ser baseada em pouco exemplares, pode apenas ser fruto do reportado para a espécie acima referida e os rizomas poderem ligar mais do que duas plantas, e depois se destacarem.

As espécies do género *Senecio* pertencentes ao Sector Crociseris em Portugal são descritas como ervas vivazes e não estolhosas (Franco, 1984), o que pode sugerir que a reprodução vegetativa observada possa ser circunstancial e estar relacionada com condições ambientais (Bostock e Benton, 1979).

Reprodução sexual

No que respeita ao teste realizado para impedir a polinização entomófila, dos 12 capítulos em que foram colocadas as bolsas, 10 encontravam-se intactos e sem qualquer indício de terem sido polinizados. Foram levados para laboratório e verificou-se que não ocorreu a formação de nenhuma semente em nenhum dos capítulos. Os restantes dois foram inconclusivos uma vez que o saco rasgou e se encontrava aberto ou mesmo retirado da planta. Nos capítulos controlo, sem bolsas, em todos foi verificada a formação de sementes.

Os resultados parecem indicar que a espécie não se reproduz por autogamia ou geitonogamia, pelo menos sem a mediação por insectos. Ou seja, a espécie parece desenvolver mecanismos de incompatibilidade com pólen da mesma flor (autogamia) ou de outras flores da mesma planta (cada capítulo tem várias flores (geitonogamia), pelo menos quando a polinização não é mediada por vectores.

Adaptando um índice de autoincompatibilidade proposto por (Lloyd & Schoen, 1992), que relaciona a proporção de frutos e flores produzidos por autopolinização e por polinização cruzada, esta espécie pode ser considerada “completamente autoincompatível” no que respeita a autogamia e geitonogamia espontânea. Para testar a possibilidade de existência de reprodução por autopolinização induzida (compatibilidade do pólen mas o processo depende de vectores externos) impõe-se a realização de outro tipo de testes.

3.3.5 POTENCIAL REPRODUTOR

Considerando os 3 locais em estudo, em 2012, 40 a 70% de indivíduos desenvolveram escape floral. A percentagem de indivíduos com formação de estruturas reprodutoras foi relativamente elevada nas populações da Carvalha e Boa Viagem (superior a 70%), enquanto em Montejunto mais de metade dos indivíduos não desenvolveram escape floral (Tabela 3-2). Este é um dado que pode variar bastante ao longo dos anos, consoante as condições ambientais. De realçar que estes dados foram recolhidos no final do período de floração, de forma a integrar todos os indivíduos em floração, mesmo os mais tardios.

Tabela 3-2: % de indivíduos de *Senecio l. lusitanicus* com formação de estruturas reprodutoras (n=total de indivíduos em cada população) e nº de capítulos formados por indivíduo (n=40 em cada população), para as três populações estudadas (BV= Boa Viagem; Mtj= Montejunto; Car= Carvalha).

% ind. com estruturas reprodutoras		Nº capítulos/ind.			
		Min.	Mediana	$\bar{X} \pm d.p.$	Max.
BV	70,7 %	1	2	2,0 \pm 1,0	5
Mtj	40,9 %	1	3	3,6 \pm 1,7	10
Car	71,2 %	1	4	3,8 \pm 1,9	8

Os resultados obtidos para Montejunto, onde foi observado menor percentagem de indivíduos com estruturas reprodutoras poderão estar relacionados com maior ensombramento provocado pela densa vegetação arbustiva que se tem vindo a desenvolver no local onde se concentra grande parte da população do Montejunto e também uma parte da Carvalha. De facto, olhando de forma separada para os dados dos dois “núcleos” amostrados na Serra de Montejunto, a Oeste (com vegetação arbustiva densa) e a Este (com vegetação aberta e rasteira), este último apresenta um valor de percentagem de indivíduos em floração bastante mais elevado (65,1%) do que o núcleo a Oeste (34,5%). No entanto, a baixa percentagem de indivíduos é aparentemente compensada pelo maior número de capítulos por indivíduo. Por outro lado, uma maior percentagem de indivíduos sem escape floral também poderá representar um maior número de indivíduos mais jovens, o que indicaria uma maior dinâmica populacional. O estudo da estrutura populacional seria importante para perceber a dinâmica das populações, no que respeita ao recrutamento de novas plântulas, longevidade máxima das plantas mas também da dinâmica dos mesmos indivíduos ao longo dos anos.

O número de capítulos formados por indivíduo diferiu significativamente entre populações (Kruskal Wallis, $K=27,092$, $p<0,0001$). Em média cada planta reprodutora forma 3 capítulos, sendo na Boa Viagem que as plantas produzem menos capítulos (Tabela 3-2), com um valor médio significativamente inferior às restantes populações ($p=0,001$ e $p=0,000$). De destacar a diferença nos valores máximos entre a Boa Viagem (5) e Montejunto (10) ou Carvalha (8). Na Serra da Boa Viagem uma grande parte dos indivíduos encontram-se extremamente expostos a ventos fortes, o que lhes confere um porte muito pequeno, já reportado em cima.

Tabela 3-3: Dados do potencial reprodutor de *Senecio l. lusitanicus* nas três populações estudadas (BV=Boa Viagem; Mtj=Montejunto; Car=Carvalha): Número de sementes por capítulo e % de sementes “potencialmente viáveis” por capítulo (Nr de capítulos: BV n=16; Mtj n=20; Car n=12). % de germinação das sementes “potencialmente viáveis” (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas).

	Nº sementes /cap.			% sementes “potencialmente viáveis” /cap.			% germinação máxima
	Min.	$\bar{X} \pm d.p.$	Max.	Min.	$\bar{X} \pm d.p.$	Max.	$\bar{X} \pm d.p.$
BV	72	89 \pm 13	117	29,9	55,1 \pm 13,7	79,5	62,1 \pm 21,1
Mtj	24	84 \pm 28	130	5,4	40,3 \pm 23,6	82,7	66,5 \pm 25,1
Car	24	60 \pm 22	100	45,8	66,5 \pm 14,6	84,4	87,6 \pm 13,0

A contabilização do nº sementes por capítulo e a respectiva % de sementes “potencialmente” viáveis apresentaram diferenças significativas entre as populações (respectivamente ANOVA, $F=6,525$, $p=0,003$; Kruskal Wallis, $K=9,832$, $p=0,007$). O mesmo acontece para a percentagem de germinação, igualmente com diferenças significativas (Kruskal Wallis, $K=16,682$, $p=0,000$). Os dados indicam que na Carvalha há uma produção de sementes por capítulo significativamente menor ($p=0,000$ e $p=0,001$ em relação a Mtj e BV). No entanto, estas sementes são, em média, potencialmente mais viáveis e apresentam maior percentagem de germinação, com diferenças significativas (entre Car e a as populações de BV e Mtj) para a percentagem de germinação ($p=0,001$ e $p=0,001$, respectivamente). A percentagem de sementes viáveis apresentou diferenças significativas entre as de Boa Viagem e Montejunto ($p=0,006$), sendo superior nos capítulos da Boa Viagem. De destacar, a população da Boa Viagem apresenta um valor mínimo de número de sementes por capítulo muito elevado (72, enquanto que as outras populações apenas 24), e a população do Montejunto apresenta um valor baixo de percentagem de sementes aparentemente viáveis (5,4%) (Tabela 3-3).

Como valores globais pode resumir-se: cada capítulo produz, em média, 80 sementes mas apenas metade destas se apresentam potencialmente viáveis (Tabela 3-3); destas sementes, só 67,5% (em média) germinam com sucesso. De destacar os valores máximos elevados de percentagem de sementes potencialmente viáveis e também as percentagens médias de germinação, em todas as populações.

Tabela 3-4: Taxas de germinação T50 e T10-90 de *Senecio l. lusitanicus* (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas) para o total de sementes “potencialmente viáveis” utilizadas nos testes de germinação, para cada uma das três populações estudadas ((BV=Boa Viagem; Mtj=Montejunto; Car=Carvalha).

	T50	T10-90
BV	25 dias	28 dias
Mtj	34 dias	30 dias
Car	29 dias	26 dias

Como em média, cada indivíduo desenvolve 3 capítulos pode inferir-se que cada indivíduo produz cerca de 78 sementes com sucesso germinativo. Uma vez que apenas cerca de 60% das populações produziram escape floral em 2012 (Tabela 3-2), por exemplo, a população da Carvalha (com aprox. 260 indivíduos), produziu cerca de 12.000 sementes com sucesso germinativo.

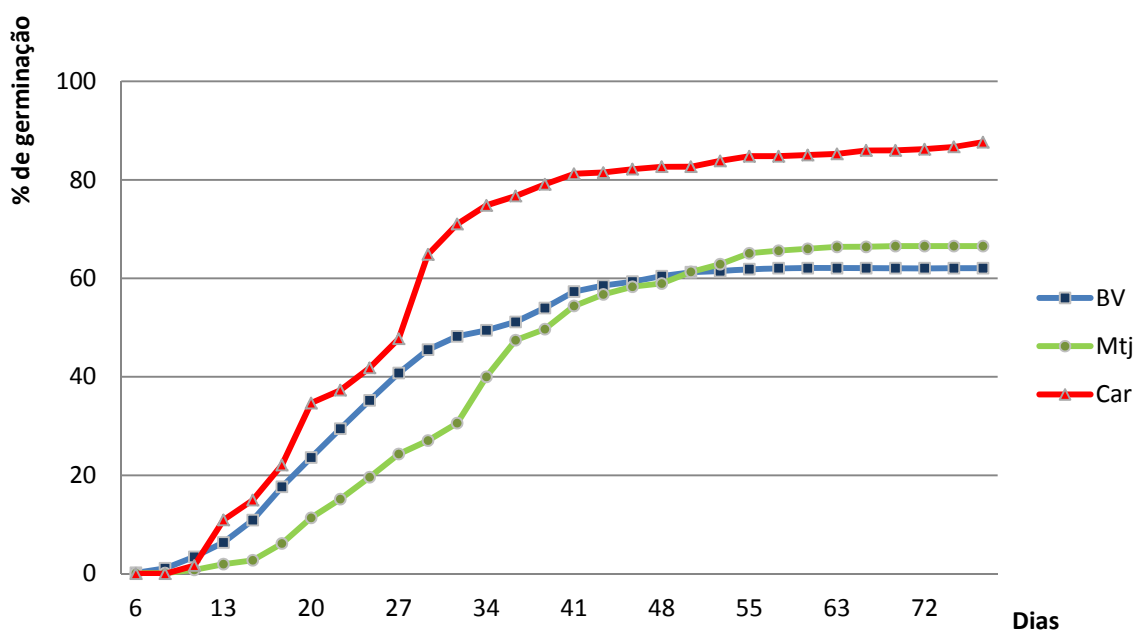


Figura 3-12: Curvas de germinação de *Senecio l. lusitanicus* (20°C / 10°C, fotoperíodo de 12 horas) nas três populações estudadas (BV= Boa Viagem, Mtj= Montejunto, Car=Carvalha) .

No que respeita a tempos de germinação, as três populações comportaram-se de forma semelhante (ANOVA T50: $F=3,341$, $p=0,052$; ANOVA T10-90: $F=0,167$, $p=0,847$) e de um modo geral a espécie atinge 50% de germinação máxima em cerca de 30 dias (Tabela 3-4 e Figura 3-12). Entre o momento em que se atinge os 10% e os 90% da germinação máxima passaram também cerca de 30 dias, o que significa que, depois de ser iniciada a germinação,

neste espaço de tempo germinam a maioria das sementes. A partir dos 50, 60 dias o número de germinações praticamente não aumentou.

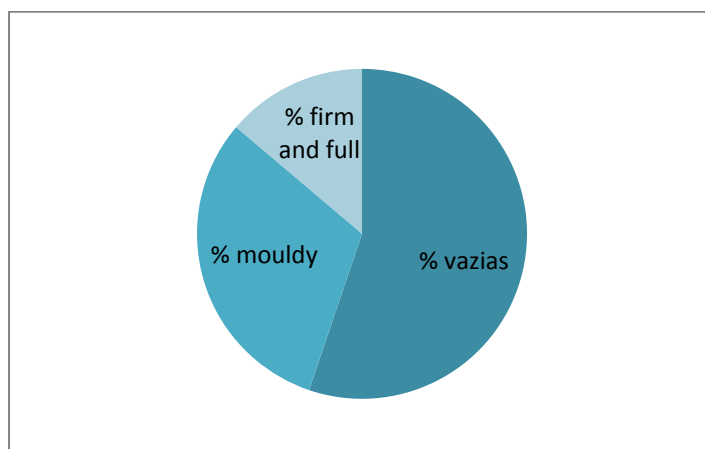


Figura 3-13: Resultados do “cut test” realizado após os testes de germinação das sementes de *Senecio l. lusitanicus*: Valor médio da % de sementes vazias, “mouldy” (degradadas) e “firm and full” (bom estado) face ao total de sementes não germinadas.

De referir que a percentagem de germinação veio a aumentar muito após a realização dos testes de corte (“cut test”, realizado em todas as sementes que não germinaram), uma vez que cerca de **55%** das sementes não germinadas estavam na verdade vazias (Figura 3-13), e não podiam ter germinado. Estas muito provavelmente correspondem na sua maioria às sementes indicadas como “dúvidas” na análise realizada *a priori* dos testes de germinação. Das sementes examinadas em *testes de corte*, **31%** correspondem a sementes com embrião mas degradado (mouldy) e apenas **13,8%** a sementes com embrião em bom estado (“firm and full”). Pelo contrário, de referir que este teste vem também influenciar o número de sementes classificadas como viáveis por observação, e uma vez que muitas das sementes em “dúvida” estavam vazias, fez decrescer a proporção das sementes inicialmente classificadas como viáveis por observação (valores já actualizados na Tabela 3-2).

As sementes que foram classificadas como “degradadas” e em bom estado(“firm and full”) são na verdade sementes que por alguma razão não germinaram. Uma das razões principais foi a infecção por fungos, que afectou grande percentagem das sementes não germinadas.

3.3.6 BANCO DE SEMENTES DO SOLO

A germinação das amostras de solo recolhidas iniciou-se cerca de 6 a 8 dias após o início do ensaio, e ocorreu germinação em todas as amostras, o que permitiu validar o método. Foram registadas um total de 245 plântulas (126 pra o Montejunto, 68 para a Boa Viagem e 51 para a Carvalha) pertencentes a cerca de 15 a 20 espécies diferentes (ou pelo menos aparentando morfologias distintas).

Nenhuma das plântulas, nem as sementes de que provinham, pareciam pertencer a *Senecio l. lusitanicus*. A maioria destas foi eliminada, mantendo apenas algumas duvidosas. Por salvaguarda, foram transplantadas para terra alguns exemplares de cada uma destas plântulas (Figura 3-14) e com o seu desenvolvimento, e por comparação, foi possível confirmar que nenhuma pertencia a *Senecio l. lusitanicus*. Tendo-se concluído então que, salvaguardando possíveis falhas do método de recolha, a espécie não constitui banco de sementes no solo.



Figura 3-14: Plântulas de *Senecio l. lusitanicus*, à esquerda (para comparação) e exemplos de algumas plântulas que germinaram das amostras de solo, à direita, resultado dos ensaios do “método de germinação” para determinação da existência de banco de sementes de solo.

Relativamente aos testes de germinação, as amostras estiveram nas mesmas condições de temperatura e fotoperíodo e durante o tempo suficiente para a grande maioria das sementes de *Senecio l. lusitanicus* germinarem; o que mostra que se existissem sementes viáveis do *taxon* nas amostras de solos, estas teriam possivelmente germinado.

De referir que as plântulas de *Senecio l. lusitanicus* que foram transplantadas para terra, e mantidas na câmara em desenvolvimento, tiveram uma taxa de sobrevivência de 100%. Algumas destas plantas foram ainda transplantadas para os viveiros do Jardim Botânico e cerca de metade ainda se mantiveram durante uma semana, acabando mais tarde por morrer todas as plantas. As plântulas aparentam ser bastante resistentes e têm uma elevada taxa de sobrevivência quando em condições óptimas e controladas. Já expostas ao ambiente são necessários mais estudos neste sentido, uma vez que nem as plantas nem as condições de viveiro foram monitorizadas, e também não era a altura óptima de germinação e

desenvolvimento desta espécie, de acordo com o seu ciclo de vida. Idealmente seria muito importante a monitorização da germinação e sobrevivência de novas plântulas nos seus locais de ocorrência natural.

4 DISCUSSÃO

O presente trabalho contribuiu com informação de base relativa à distribuição e delimitação das áreas de ocorrência do taxon, bem como com a avaliação de parâmetros ecológicos e reprodutivos que contribuem para o conhecimento e discussão acerca da raridade do mesmo. Este é um exemplo de uma abordagem simples, de curta duração, pouco dispendiosa e que pode contribuir com informação exploratório de base e muito relevante.

O conhecimento biológico de base e o diagnóstico de factores que ameaçam as espécies são fundamentais, (Heywood & Iriondo, 2003) para que uma estratégia de conservação possa actuar de forma informada e adequada.

O estudo do ciclo de vida desta espécie está de acordo com os ciclos de vida de hemicriptófitos de ambientes serranos, em que para além de passarem o inverno sob a forma de estruturas subterrâneas, a sua floração e frutificação ocorre num período relativamente tardio da Primavera de forma a que a floração escape às condições limitantes de topo de serra (baixa temperatura, geadas, ventos) do Inverno e início de Primavera (Giménez-Benavides, et al., 2010)

A espécie em estudo parece ser preferencialmente xenogâmica e, de acordo com observações de campo, a polinização é mediada por uma elevada actividade de polinizadores (dados pessoais). A polinização cruzada será beneficiada por um período de sincronia de floração e pela distribuição em populações pequenas com núcleos de indivíduos. A sincronia da floração (Opler, et al., 1976) e a distribuição e densidade de plantas (Murawski & Hamrick, 1991) promove a polinização cruzada e o fluxo de genes através de uma maior atracção dos polinizadores. Este período, em que a floração na população é generalizada a praticamente todas as plantas, é crucial para o incremento do fluxo genético entre plantas (Opler et al, 1976; Primack, 1980).

As pequenas diferenças reveladas entre as fenofases da Carvalha e Montejunto podem reflectir uma plasticidade da espécie, mostrando sinais de adaptação a cada local de ocorrência e condições do mesmo (Milla & Castro-Diez, 2010). Estrategicamente mostra que a espécie tem a capacidade de se adaptar, “procurando” o melhor período para a germinação e estabelecimento de plântulas.

A autopolinização não foi confirmada na espécie em estudo, fenómeno este que se torna mais importante em espécies com floração muito assíncrona ou com falta de polinizadores. No caso de plantas raras ou de distribuição restrita a autogamia pode tornar-se um mecanismo importante como forma de um seguro no caso de falhar a reprodução cruzada ou no caso da população ter um efectivo muitíssimo reduzido (Powell, et al., 2011). No entanto, este mecanismo não favorece o aumento de diversidade genética, tornando as

populações mais vulneráveis a alterações ambientais, por promover fenómenos de depressão genética (“inbreeding depression”) e acumulação de genes deletérios (Holsinger, 2000).

A eficácia da polinização cruzada no *taxon* em estudo pode ser comprovada pelos valores relativamente elevados de percentagem de sementes potencialmente viáveis (entre 44% e 66%) e percentagem de germinação para a espécie (entre 62% e 87%). Estes valores acompanham também as percentagens de germinação para outras espécies, algumas raras, do género *Senecio* na Península Ibérica (Widén, 1987)(Gimenez-Benavides, et al., 2005) (Martínez-García et al. 2012).

O conhecimento efectivo acerca da demografia das populações, bem como da sua área aproximada de ocupação veio evidenciar a raridade do *taxon* em estudo. As três populações estudadas revelam diferenças no que respeita ao efectivo populacional, micro-habitat ocupado e parâmetros de potencial reprodutor. Em geral, a percentagem de plantas que forma estruturas reprodutoras varia entre 40% e 70% da população, sendo o valor mais reduzido indicado para Montejunto. A explicação desta diferença poderá ser abordada de várias formas: i) o desenvolvimento das plantas poderá estar a ser afectado por um maior ensombramento por habitats dominados por comunidades arbustivas densas, que se tem vindo a desenvolver no local onde se concentra grande parte da população do Montejunto e também numa parte da Carvalha. De facto, olhando de forma separada para os dados dos dois “núcleos” amostrados na Serra de Montejunto, a Oeste (com vegetação arbustiva densa) e a Este (com vegetação aberta e rasteira), este último apresenta um valor de percentagem de indivíduos em floração bastante mais elevado (65,1%) do que o núcleo a Oeste (34,5%); ii) Uma maior percentagem de indivíduos sem escapeo floral também poderá representar um maior número de indivíduos mais jovens, o que indicaria uma maior dinâmica populacional. Ambas as hipóteses estão de acordo com dados obtidos para *Senecio lopesii* (Hagemann & Deil 2006) para o qual é referido que os indivíduos juvenis podem ter sido confundidos com indivíduos não reprodutores, que ocorrem em grandes rosetas vegetativas ensombradas sob coberto arbóreo. Associada a estas abordagens, o solo poderá ter papel relevante, uma vez que indivíduos que estão mais ensombrados e maiores, deverão estar em locais com maior profundidade de solo, maior teor de matéria orgânica e mais humidade, o que consequentemente promove maior desenvolvimento das espécies arbustivas (Larcher, 2003), mas também do *taxon* em estudo. As plantas da Boa Viagem (associadas a ambientes mais hostis, secos, rochosos, expostos e com pouco solo), ao contrário das outras populações, são em geral mais reduzidas e produzem um número inferior de capítulos; iii) A baixa percentagem de indivíduos reprodutores pode ainda ser compensada pelo maior número de capítulos produzidos por indivíduo, podendo evidenciar alguma estratégia no sentido de investir num maior número de capítulos (embora não evidente para a Carvalha).

A plantas da Boa Viagem, talvez por muitas vezes apenas formarem um capítulo, investem mais na produção de sementes, mas apresentam depois uma percentagem de germinação inferior às restantes populações. Este dado poderá também ser explicado pelo

facto das sementes, em maior número e compactadas no capítulo, se desenvolverem menos bem, resultando numa menor percentagem de sementes potencialmente viáveis. As plantas da população da Carvalha parecem ser as mais eficientes no que respeita ao investimento na produção de sementes viáveis, uma vez que por capítulo são produzidas menos sementes mas a percentagem de germinação é significativamente superior. Esta estratégia pode não transparecer o efectivo da população porque, por ensombramento ou outros motivos desconhecidos, as plântulas podem não vingar. As condições de solo e humidade criadas no subcoberto de arbustivas seriam mais propícias à germinação de sementes, no entanto se as zonas se encontrarem muito ensombradas, estas poderão não vingar. Ou seja, a limitação do reforço populacional poderá estar mais na fase de estabelecimento do que nas fases iniciais do ciclo de vida. O estudo de recrutamento de novos indivíduos *in loco* será importante para responder a estas questões.

As percentagens de germinação relativamente altas parecem indicar que as sementes não apresentam qualquer tipo de dormência (se existe afecta apenas uma pequena parte das sementes), o que vai ao encontro do resultado sobre a não formação de banco de sementes no solo (Thompson, 2000). Sementes que não apresentam dormência têm geralmente uma estratégia de recrutamento a “curto prazo”, ou seja, são neste caso dispersas no Verão para germinarem nas primeiras chuvas do Outono, aparentemente com elevadas percentagem de germinação. Herranz et al. (2010) mostrou que avaliando o banco de sementes no solo após o Verão, são encontradas sementes e viáveis; enquanto que avaliado na Primavera seguinte antes da floração, não são encontradas quaisquer sementes porque estas já não se encontram viáveis e se foram perdendo no sistema por deterioração, predação, etc (Baskin & Baskin 1998). Neste aspecto, a estabilidade da população do taxon implica o recrutamento de novos indivíduos, geneticamente distintos das sementes formadas no próprio ano.

Os valores de produção de sementes viáveis, transmitido pelas percentagens de germinação, e taxas de sobrevivência das plântulas (testes fora do ambiente natural) parecem indicar que não será por limitação de recrutamento, viabilidade ou estabelecimento que a espécie é rara e com distribuição restrita, mas sim por condições de especificidade ambiental. Estudos têm demonstrado que o vigor reprodutivo (“fitness”) está positivamente relacionado com a diversidade genética (e.g. Dittbrenner, et al., 2005), o que leva a inferir, de acordo com dados de biologia da reprodução, que a espécie não aparenta características de reduzida variabilidade genética. No entanto, tendo em consideração que a espécie até poderá ter uma reduzida variabilidade genética (pelo reduzido número de indivíduos e até por alguns serem clones vegetativos) esta poderá encontrar-se estável, estando em equilíbrio e muito bem adaptada aos locais específicos de ocorrência. De facto, não há referência de populações que tenham existido e depois desaparecido, podendo indicar que a espécie parece ter tido, pelo menos desde que é conhecida, uma distribuição rara. Raridade esta que poderá ser explicada pela sua alta especificidade ambiental. Resultados semelhantes foram concluídos, por exemplo em Gifre & FontGarcia (2009).

A espécie revelou ainda a presença de rizomas vegetativos a ligar caules distintos, característica que pode estar associada ao género (Hagemann & Deil 2006) ou ser circunstancial. Se esta for uma estratégia comum, poderia indiciar que mais indivíduos seriam geneticamente semelhantes entre si, o que colocaria a espécie em maior risco de redução da variabilidade genética e depressão genética (“inbreeding depression”). De qualquer forma, embora parte dos indivíduos ocorram agrupados, formando grandes rosetas basais, existe uma grande percentagem de indivíduos que ocorrem isolados, e que, à partida, não serão recrutados por reprodução vegetativa. As diferenças populacionais no que respeita ao número de estruturas reprodutoras sexuadas (capítulos) poderão também ser compensadas por uma reprodução vegetativa (clonal), hipótese essa que será possível discutir em face de resultados de variabilidade genética interpopulacional.

Neste sentido, é de referir que no âmbito do projecto Conservação e Valorização da Flora Endémica Ameaçada em Portugal, que decorreu no BG-MUHNAC, foram realizados estudos (não concluídos) no sentido de avaliar o grau de diversidade genética intra e interpopulacional para as populações deste *taxon*. O estudo genético foi realizado por AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism, Vos et al. 1995) e os resultados, muito preliminares, parecem indicar que a espécie apresenta uma reduzida variabilidade genética (Clemente, et al., 2012)), o que seria de esperar dada a distribuição restrita e fragmentada da espécie. No entanto, os parâmetros estudados no presente trabalho não parecem conseguir explicar a raridade do *taxon* e a sua potencial reduzida variabilidade genética.

Torna-se muito importante verificar não só os dados de germinação e recrutamento *in loco* como também estudar e avaliar, à luz deste dados, a diversidade genética intra e inter populacional. A obtenção de mais informação acerca da importância da propagação clonal (reprodução vegetativa) torna-se igualmente muito relevante.

Parecendo a espécie tão dependente de requisitos ambientais específicos, e estando descrito que o aquecimento global deverá afectar mais fortemente os ambientes das serras mediterrânicas (Nogués Bravo, et al., 2008), esta espécie poderá ser fortemente afectada, sendo a sua conservação preocupante nesse aspecto.

Avaliando a informação, passada e presente, acerca da distribuição de *Senecio l. lusitanicus*, a espécie actualmente ocupa a mesma, ou área de distribuição semelhante do passado, não havendo registos de qualquer população ter desaparecido. Dados actuais, fiáveis e precisos são muitas vezes difíceis de obter nestes estudos com plantas raras, mas a sua aquisição revela-se essencial para o desenrolar e para a eficácia do trabalho de caracterização e definição de medidas de conservação (Pavlik, 1994). A redescoberta, mais recentemente, dos núcleos na região de Arruda dos Vinhos e a possibilidade de nenhuma destas corresponder à referência de herbário dada para Arranhó de Baixo pode indicar a existência de mais um ou de outros núcleos nesta região. De facto, aquela região onde se encontram os concelhos de Arruda dos Vinhos, Mafra e Sobral de Monte Agraço, embora com bastante perturbação

antrópica, mantém uma paisagem caracterizada por um mosaico agrícola intercalado por resquícios de habitats naturais. Nas encostas mais altas e com afloramentos rochosos, a dificuldade de ocupação agrícola permite a preservação de bolsas de vegetação natural, que favorece a manutenção de habitat favorável ao taxon.

Neste sentido, e acreditando que se deve continuar a investir na prospecção, foi explorada a modelação da distribuição potencial do *taxon*. Nunca é demais destacar que os modelos de distribuição potencial do taxon são, antes de mais, modelos estatísticos muito influenciados pelo número e localização dos pontos e pela qualidade e conjunto de variáveis seleccionado. Significa isto que o modelo entendido como o melhor não é e não deve ser entendido como um resultado 100% verdadeiro ou estático, sendo sempre possível testar novos modelos e melhorá-los de alguma forma. Mas, de facto, dada a raridade da espécie e as tentativas realizadas, refere-se que em muitos dos modelos testados os resultados atingiram áreas semelhantes às descritas nos resultados, que pelo conhecimento ecológico da espécie, parecem ter, em alguns casos, uma correspondência com áreas de habitat aparentemente propício à espécie. Neste trabalho pretendeu-se utilizar a modelação como uma abordagem exploratória que se revela uma ferramenta muito útil na orientação de futuras campanhas de prospecção.

A análise computacional através da utilização do *software* MaxEnt permitiu desenvolver uma distribuição preditiva da espécie *Senecio l. lusitanicus*, com base na identificação de relações entre a distribuição da espécie e dados ambientais actuais ecologicamente significativos. O baixo número de ocorrências desta espécie contribuiu para a preferência do MaxEnt no presente estudo, dado que é referido por ser o *software* mais consistente e o mais bem sucedido na modelação da distribuição de espécies quando um pequeno número de dados de ocorrência estão disponíveis, apesar de exigir um especial cuidado na análise da distribuição modelada (Pearson, et al., 2007) (Hernandez, et al., 2008).

Atentando às potenciais novas regiões de ocorrência, a região de Mafra-Torres Vedras ocorre na continuidade da área de Arruda dos Vinhos e, como referido, os dados permitem supor que poderão existir mais populações nesta região. A Serra de Aire e Candeeiros é uma região bastante bem documentada por botânicos e nunca foi encontrado este taxon, mas sem dúvida que aparenta ter áreas muito propícias à sua ocorrência. No entanto há a destacar que as áreas de ocorrência real e potencial são relativamente próximas do litoral, e a população da Boa Viagem revelou-se a mais extensa e populosa nos estudos *in loco*, bem como a que tem maiores probabilidades de presença de acordo com o modelo. A Serra de Aire e Candeeiros encontra-se mais interior e dada a especificidade de habitat que a espécie aparenta ter, a distância ao mar poderá ser, assim, importante na explicação da não ocorrência do *taxon* nesta serra. Este facto poderá significar que a espécie, para além de preferir relvados rochosos em vertentes frias e expostas a Norte, tem uma distribuição bastante litoral ou litoral interior, beneficiando com essa proximidade. A região de Peniche revelou-se um resultado muito satisfatório, fora da área de distribuição que inicialmente se esperava (como Arruda-dos-

Vinhos e Serra de Aire) e também afastado dos pontos de ocorrência confirmados. Revelou-se ainda bastante consistente nos vários modelos testados. As localidades indicadas, por observação em imagem de satélite, deverão ser prospectadas logo que possível.

Como estudos futuros, para além dos referidos ao longo deste trabalho, propõe-se ainda testar condições de fogo nos testes de germinação, uma vez que é um elemento que caracteriza as áreas de estudo. Pode eventualmente ter sido responsável pelo aparente desaparecimento e posterior explosão populacional na Serra da Boa Viagem. No entanto, nesse caso teria de ser reavaliada a questão da formação de banco de sementes de solo. Para além destes estudos, poderá ser interessante realizar estudos de interacção planta-animal, quer a nível de polinizadores quer outros, uma vez que foram avistadas várias plantas totalmente cobertas de pulgões ou formigueiros nas estruturas subterrâneas das plantas.

5 CONCLUSÕES

- Este trabalho permitiu contribuir com novo conhecimento acerca da espécie rara *Senecio lagascanus subsp. lusitanicus*.
- A pesquisa efectuada e os trabalhos de prospecção permitiram compilar a relação nomenclatural da espécie e a sua distribuição actual
- *Senecio l. lusitanicus* ocorre actualmente em apenas quatro populações na região Centro-Oeste calcária de Portugal, muito fragmentadas e espacialmente reduzidas. Mais a Norte ocorre na Serra da Boa Viagem e mais a Sul é encontrada na Serra de Montejunto e região de Arruda dos Vinhos/Mafra, representada por duas pequenas populações (Carvalha e Cachoeira).
- A primeira abordagem de modelação da distribuição actual de *Senecio l. lusitanicus*, realizada com o objectivo de orientar futuras campanhas de prospecção, mostrou novas potenciais áreas de ocorrência. Os resultados exploratórios revelam a região alargada de Mafra / Torres vedras, a Serra de Aire e Candeeiros e a região de Peniche como locais com alguma probabilidade de ocorrência do *taxon*.
- Os censos das populações estudadas (Boa Viagem, Montejunto e Carvalha) e o conhecimento da existência da população da Cachoeira permitiram, pela primeira vez, inferir uma estimativa aproximada de cerca de 1500 a 2000 indivíduos para o total da espécie. A população da Boa Viagem revelou-se a mais extensa e populosa, seguindo-se o Montejunto e posteriormente as populações da região de Arruda dos Vinhos e Mafra. A prospecção intensiva permitiu não só a contagem directa do efectivo populacional como a delimitação dos principais núcleos de ocorrência da espécie, em cada uma das populações estudadas.
- O *taxon* ocorre preferencialmente em relvados rochosos, mas também em locais com cobertura arbustiva e em relvados densos, havendo diferenças nas percentagens de ocupação de cada tipo de habitat em cada população. Parte da população do Montejunto é dominada por carrascais densos, a Boa Viagem por relvados rochosos muito expostos e a Carvalha por relvados densos de gramíneas. A espécie ocupa terrenos que podem ser mais ou menos declivosos, mas os dados apontam para uma preferência por topos e vertentes expostos a Norte.
- O pico de floração da espécie durou entre 10-15 dias, entre a última semana de Maio e a primeira de Junho de 2012 (estudo na população da Carvalha), e o período em que mais plantas se encontraram simultaneamente em dispersão ocorreu na transição de Junho para Julho. A espécie mostrou que as fenofases ocorrem com relativa sincronia para a maioria dos indivíduos.

- A reprodução por rizomas vegetativos foi observada na espécie, nas três populações estudadas; no que respeita à reprodução sexual, os resultados (estudo na população do Montejunto) indicam que o *taxon* não se reproduz por autopolinização, pelo menos sem a mediação por insectos. A xenogamia deverá ser o tipo de reprodução preferencial da espécie.
- Os parâmetros de potencial reprodutor diferiram significativamente entre populações, com excepção das taxas de germinação.
- Em geral registaram-se variações no número de semente por capítulo (entre 60 e 89), na percentagem de sementes potencialmente viáveis por capítulo (entre 40% e 66%) e % de germinação relativamente elevadas (entre 62% e 87%).
- Em nenhuma das populações foi detectada a formação de banco de sementes no solo, pelo que esta não deverá constituir uma estratégia para a espécie. O recrutamento de indivíduos geneticamente diferentes parece estar dependente das sementes produzidas no próprio ano.
- O estudo de base parece indicar, que embora rara e restrita, a espécie está bem adaptada aos seus locais e habitats de ocorrência. Aparentemente, a sua raridade não parece dever-se a problemas reprodutivos mas sim à sua elevada especificidade ambiental.
- O estudo da variabilidade genética deste *taxon* é uma prioridade para se poder inferir sobre as estratégias de conservação mais apropriadas.

5.1 MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO ACTUAIS E PRINCIPAIS FALHAS

A informação *taxonómica* e *ecogeográfica*, bem como de estatutos de protecção, medidas de conservação implementadas e principais ameaças ao *taxon* em estudo, foi resumida e organizada numa ficha “sinopse” (Anexo II). A discussão desta sinopse, com análise das principais falhas ao nível da conservação, ameaças e propostas de conservação é realizada neste e no subcapítulo seguinte (5.1 e 5.2).

Legislação de protecção

Dado o grau de raridade de *Senecio l. lusitanicus*, este *taxon* encontra-se abrangido por legislação de protecção, medidas de conservação estas que são consideradas de acção indirecta. No entanto, são fulcrais como primeira abordagem a uma estratégia de conservação, uma vez que permitem evidenciar as espécies e populações mais ameaçadas, justificar a designação de áreas protegidas e fornecer as ferramentas jurídicas e financeiras que proporcionam o estudo e a implementação de estratégias de conservação. Neste âmbito, e como referido na Introdução (subcapítulo 1.2.1) e resumido na Sinopse *ecogeográfica*

(subcapítulo 7.2), o *taxon* encontra-se listado no Anexo B-IV da Directiva Habitats, para além de ter sido considerado “Em Perigo de Extinção (E)” (Ramos Lopes & Carvalho, 1990). A nível internacional, está também classificado como *taxon* ameaçado, tendo sido considerado “Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas do IUCN (Walter & Gillet, 1998), “Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha Europeia de Plantas Vasculares (Bilz, et al., 2011) e também na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do IUCN (Porto, 2011).

Um *taxon* é considerado “Em Perigo” quando uma avaliação do mesmo evidencia que o seu estado de conservação se identifica com uma série de critérios que levam a considerar estar em alto risco de extinção na natureza (IUCN, 2001). Os critérios que levaram a atribuir o estatuto de ameaça a *Senecio l. lusitanicus*, de acordo com o estabelecido pelo IUCN (IUCN, 2001) (IUCN, 2003), são:

- B1ab(iii) + B2ab(iii) - O limite da distribuição da espécie estima-se que seja inferior a 5.000 km² (B1); A área de ocupação da espécie estima-se que seja inferior a 500 km² (B2). Encontram-se fortemente fragmentados ou não se conhecem mais do que 5 subpopulações (a); Os limites de distribuição e a área e/ou qualidade do habitat estão ou aparentam estar em declínio (biii).

Os dados de que dispomos actualmente permitem estimar a área de distribuição total (área aproximada ocupada por um rectângulo entre a Serra da Boa Viagem e as populações da Carvalha e Cachoeira, abrangendo a Serra de Montejunto), em cerca de 1.500 km². A distância entre a população mais Norte e mais Sul é de 140 km, mas entre Montejunto e Boa Viagem distam cerca de 115 km sem nunca ter sido conhecida qualquer população). A área de ocupação estimou-se que ocupa um total de cerca de 28.600 m² (0.028 km²) mas por estar delimitada com muito pormenor e se entender que estará subestimada, se assume que poderá ser maior. De qualquer forma, mesmo pressupondo uma maior área na Boa Viagem e Montejunto, a área total dificilmente atingirá 1 km², o que transparece a raridade do *taxon*. Conhecem-se apenas 4 subpopulações (na designação do IUCN), fortemente fragmentadas e estima-se que a espécie terá entre 1.500 a 2.000 indivíduos, alguns podendo ser não-reprodutivos. No que respeita à área ocupada ou número de indivíduos é difícil avaliar a ocorrência de declínios por falta de estudos anteriores, no entanto, pela distribuição conhecida pelos exemplares de herbário, a espécie parece manter-se a ocupar o mesmo “range” do passado. No entanto, é de lembrar que a população da Boa Viagem esteve durante muitos anos sem ser confirmada, mesmo com esforços nesse sentido, o que poderá indicar uma extrema flutuação na sua área de ocorrência.

Por esta análise, e de acordo com os critérios do IUCN (IUCN, 2001), apresentados num possível resumo (Tabela 5-1), propõe-se que a categoria de ameaça para *Senecio l. lusitanicus* seja actualizada para “CR – Criticamente em Perigo” de acordo com os seguintes critérios:

- B2ac(ii) - A área de ocupação da espécie estima-se que seja inferior a 10 km² (B2); Encontra-se fortemente fragmentada(a); Flutuações extremas na área de ocupação cii).

Tabela 5-1: Resumo dos cinco critérios (A – E) usados para avaliar as categorias de ameaça do IUCN (CR: Criticamente em Perigo; EN: Em Perigo; VU: Vulnerável).

Critério	CR	EN	VU
A. Declínio rápido	>80% durante 10 anos ou 3 gerações	>50% durante 10 anos ou 3 gerações	>50% durante 20 anos ou 5 gerações
B. Extensão da distribuição reduzida(fragmentação,declínio, flutuações)	Extensão da distribuição <100 km2 ou área de ocupação <10 km2	Extensão da distribuição <5000 km2 ou área de ocupação <500 km2	Extensão da distribuição <20.000 km2 ou área de ocupação <2000 km2
C. População reduzida(em declínio)	<250 indivíduos maduros	<2500 indivíduos maduros	<10,000 indivíduos maduros
D1. População muito reduzida	<50 indivíduos maduros	<250 indivíduos maduros	<1000 indivíduos maduros
D2. Extensão da distribuição muito reduzida	—	—	<100 km2 ou <5 localizações
E. Análise de viabilidade de populações desfavorável	Probabilidade de extinção >50% em 5 anos.	Probabilidade de extinção >20% em 20 anos.	Probabilidade de extinção >10% em 100 anos.

Conservação *in situ*

A criação de redes de Áreas Protegidas possibilita a conservação *in situ* de espécies e habitats, sendo considerada uma conservação passiva, mas ainda preservando as espécies de algumas ameaças que, fora destas, seriam mais difíceis de controlar.

A população da Serra de Montejunto encontra-se abrangida pela rede nacional de Áreas Protegidas (ANEXO II – Sinopse ecogeográfica), nomeadamente na Paisagem Protegida de âmbito Regional da Serra de Montejunto (Decreto-Regulamentar n.º 11/99 - 22 de Julho) e no SIC Serra de Montejunto PTCON0048 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/00 de 5 de Julho). As restantes populações não se encontram dentro de nenhuma área protegida. A Serra da Boa Viagem, no entanto, é em parte abrangida pelo Monumento Natural do Cabo Mondego (Decreto-Regulamentar n.º 82/07 - 3 outubro) – e ainda pelo SIC Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas PTCON0055. No entanto estes não abrangem o topo e vertentes mais altas da serra, onde se encontra a principal parte da população conhecida do *taxon* (apenas o núcleo a Oeste (marco geodésico) se encontra dentro do SIC). As populações da Carvalha e Cachoeira são muito restritas e encontram-se sem qualquer tipo de protecção do seu habitat de ocorrência, estando vulneráveis a qualquer alteração de uso do solo.

Uma conservação *in situ* activa, que implica a gestão e monitorização do *taxon*-alvo (Maxted, 1997), não está implementada para nenhuma das áreas de ocorrência da espécie.

Conservação *ex situ*

No âmbito do Projecto de “Conservação e Valorização da Flora Endémica Ameaçada em Portugal” (Clemente, et al., 2012) e do Plano de Acção “Conservação *ex situ*, orientada para a conservação *in situ*, de taxa endémicos, raros, ameaçados ou legalmente protegidos da flora portuguesa” (protocolo de colaboração entre o ICNF e o Jardim Botânico, Museu

Nacional de História Natural) (Clemente, et al., 2010; Clemente, et al., 2011) foi efectuada a colheita de sementes direccionada a vários taxa, nomeadamente a *Senecio l. lusitanicus*. Foi efectuada a colheita de 4 amostras (ANEXO II – Sinopse ecogeográfica) abrangendo as populações da Serra da Boa Viagem (2 amostras), Serra de Montejunto e Carvalha. A colheita atinge no máximo 20% do total estimado de sementes disponíveis (ENSCONET, 2009) e modo a minimizar o impacto nas populações, mantendo a qualidade e maximizando a diversidade genética dos propágulos recolhidos. Após a colheita, as sementes são limpas, desidratadas em condições controladas *standard* (15°C, 15%HR) (ENSCONET, 2009) e por fim conservadas a longo-prazo a -18°C.

5.2 AMEAÇAS ACTUAIS E PROPOSTAS DE CONSERVAÇÃO

A definição de propostas de conservação passa, inevitavelmente, pelo conhecimento das principais ameaças à conservação, no seu ambiente natural, de espécies ou habitats (Heywood & Iriondo, 2003).

Principais ameaças

- Agricultura

As localidades da Carvalha e Cachoeira, por se localizarem no exterior de áreas classificadas, estão sujeitas a expansão agrícola. Esta ameaça torna-se menos potencial pelo facto da espécie ocorrer em vertentes e cumes rochosos, mas não deixa de ser preocupante. No planalto existente no topo da população da Cachoeira existem alguns campos agrícolas e na Carvalha a área envolvente ao morro do Forte da Carvalha é, em parte, coberta por campos agrícolas. Ainda na Carvalha, nos socacos abaixo e acima da área de ocupação da espécie, há evidências da sua utilização para plantação de gramíneas.

- Pedreiras

No planalto no topo da população da Cachoeira existe uma pedreira activa, a menos de 100m da área de ocupação da espécie. A expansão desta pedreira comporta uma grande ameaça, uma vez que a espécie ocorre junto a grandes blocos calcários e parece bastante restrita, pelo que a exploração do local por parte da pedreira pode extinguir totalmente a população.

- Antenas e parques eólicos

A preferência da espécie para cumeadas, faz com que a colocação e manutenção de antenas e parques eólicos seja uma ameaça a ter em conta. Esta ameaça é mais potencial na região de Arruda/Sobral de Monte Agraço, que tem sofrido forte expansão da implantação de parques eólicos. Na Serra de Montejunto, próximo da área de ocupação da espécie, a

instalação de mais infraestruturas de comunicação e a sua manutenção podem constituir uma ameaça.

- Expansão urbanística

As localidades da Carvalha e Cachoeira, por se localizarem no exterior de áreas classificadas, estão sempre sujeitas a expansão urbanística.

- Distúrbios locais pelo Homem (turismo e pedestrianismo)

Com excepção da Cachoeira, todas as restantes populações ocorrem em locais com algum património turístico e bastante visitadas. Estas, à partida, não constituem ameaças a grande escala ou muito preocupantes, mas podem ser causadoras de distúrbios.

No topo da Serra de Montejunto o principal núcleo de ocupação da espécie ocorre entre a estrada alcatroada, um estacionamento, uma capela, um antigo mosteiro e as antenas de comunicação; o outro núcleo ocorre junto à estrada alcatroada e muito próximo dos limites da área ocupada pelo Radar da Força Aérea. Ou seja, esta população, embora no topo de uma serra e dentro de uma área protegida apresenta riscos que podem ser provocados pela utilização da área por visitantes ou implementação de mais infraestruturas).

Na Serra da Boa Viagem a área de ocupação da espécie ocorre também junto a infraestruturas turísticas, nomeadamente junto ao miradouro da Bandeira, de onde saem alguns percursos pedestres que atravessam a população da espécie.

Na carvalha, a espécie ocorre numa das vertentes do antigo forte militar da Carvalha, que foi alvo de recuperação para fins turísticos (CM Arruda-dos-Vinhos). Foi também delineado um percurso pedestre desde o forte descendo pela vertente onde ocorre a espécie. Encontra-se bastante abandonado mas, de qualquer forma, o seu uso, expansão ou utilização do terreno para outros fins semelhantes, pode ser um risco no futuro. Esta ameaça torna-se mais preocupante pelo facto da população ser bastante restrita.

- Matos densos

A progressão de matos densos parece poder vir a ser prejudicial para a espécie.

- Fogo

O fogo constitui sempre uma ameaça nestes ecossistemas, podendo ser devastador. No entanto, é um elemento que é difícil saber se actua apenas como ameaça ou também como potenciador. A espécie, uma vez que tem estruturas perenes subterrâneas, poderá ter capacidade de rebentamento após a passagem de um fogo, ou podem até as estruturas não ser danificadas por fogos rápidos, pelo facto de no Verão as partes aéreas já se encontrarem senescentes. Também a germinação das sementes (que no Verão acabaram de ser dispersas e apresentam viabilidade) podem beneficiar com a passagem do fogo. Há registos de incêndios na proximidade da Carvalha, na Serra de Montejunto, (os últimos sem assolar o cume da serra) e de fogos sucessivos na Serra da Boa Viagem, que poderá ser responsável pelo “aparente”

desaparecimento desta população. Perceber como as plantas e sementes desta espécie reagem à passagem de um fogo seria um importante foco de estudo.

Propostas de conservação

Apresentam-se alguns tópicos prioritários e objectivos que se pretende que sejam orientadores de futuras estratégias de conservação:

- Criar um **instrumento legal de protecção** que permita incluir a totalidade da população da Serra da Boa Viagem numa área protegida. Com este instrumento, as ameaças detectadas para esta população poderiam ser melhor controladas. A população é a que apresenta maior efectivo populacional, é relativamente extensa e apresenta habitat potencial óptimo para expansão, não parecendo ser essencial uma conservação mais activa.

- **Informar.** Neste caso os responsáveis pela gestão da área protegida na Serra de Montejuento. É muito importante que os responsáveis tenham conhecimento da área exacta ou aproximada de ocupação da espécie, principalmente dos núcleos mais expostos a perturbações. Uma vez informados oficialmente, terão o conhecimento e poder para **condicionar a instalação de infra estruturas ou outras acções de risco.**

- Na população da Cachoeira, e provavelmente o terreno sendo privado, não será fácil travar o avanço da pedreira. Como tal, em primeiro lugar propõe-se a recolha de sementes para **conservação *ex situ* em Banco de Sementes** e se possível um acompanhamento da população. No caso de haver fortes evidências de destruição da população deverá proceder-se à recolha de um maior número de sementes para posteriores **acções de reforço populacional, reintrodução ou translocação.** Neste tipo de acções, o material utilizado deverá ser originário da própria população onde se irá intervir ou de populações próximas, de modo a garantir a sua adaptação às condições locais e evitar a ocorrência de fenómenos de *outbreeding depression*, resultantes do cruzamento entre indivíduos de populações afastadas (Frankel et al., 1995).

- Integrar a área da população da Carvalha numa **microreserva de Flora** a estabelecer. As microreservas de Flora (Laguna et al, 2004) são oficialmente declaradas apenas num âmbito regional/local, podem estar em zonas públicas ou privadas e constituem áreas de pequenas dimensões (<20ha), onde se desenvolvem e testam metodologias activas de conservação. A população da Carvalha parece constituir um bom cenário para a integração de uma microreserva uma vez que, pela presença do Forte e pelas estruturas criadas na vertente para o percurso pedestre (escadaria de madeira), há possibilidade de toda a vertente pertencer à Câmara Municipal de Arruda dos Vinhos, que devidamente informada, poderá ter interesse na criação deste instrumento de conservação de âmbito local. De qualquer forma, e nestes casos de populações muito restritas e em que a ameaça de extinção imediata é elevada, é mais uma vez importante que, pelo menos, se informe o Departamento de Ambiente, acerca da presença da espécie naquele local. A rede de microreservas pode ser aumentada através da criação de pequenas reservas, onde poderia também ser adicionada a população da Cachoeira.

- A aplicação de **técnicas de gestão activa de habitats**, nomeadamente actuando sobre os matos por pastoreio controlado ou corte selectivo, poderia ser uma opção de retrocesso da progressão da cobertura arbustiva no Montejunto. No entanto, é muito importante que seja efectuada de forma informada, uma vez que a mesma acção de gestão poderá vir a influenciar negativamente outras espécies. Por exemplo, também no cume da Serra de Montejunto ocorrem outras espécies de importante valor florístico, como é o caso de *Saxifraga cintrana* e *Arabis sadina*. O *taxon* em estudo não deverá ser prejudicado pelo pastoreio uma vez que a maioria das espécies do género *Senecio* contém alcalóides pirrolizidínicos, tóxicos para a maioria do gado. No caso de corte selectivo deverá ser efectuado após a senescência das plantas, para que não sejam prejudicadas com perturbação.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbot, R. & Irwin, J., 1988. Pollinator movements and the polymorphism for outcrossing rate at the ray locus in commongroundsel, *Senecio vulgaris*. *Heredity*, v.60, pp. 295-298.
- Abbott, R.J. & Forbes, D.G., 1993. Outcrossing rate and self-incompatibility in the colonizing species *Senecio squalidus*. *Heredity*, 71(November 1992), pp.155–159.
- Anderberg, A. et al., 2007. Compositae. In: K. & Jeffrey, ed. *The families and genera of vascular plants. Flowering plants, Eudicots, Asterales..* Berlin: Springer.
- APGIII, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161.
- Araújo, M. & Williams, P., 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biology Conservation*, Volume 96, p. 331-345.
- Arroyo, M., Primack, R. & J., A., 1982. Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of Central Chile - Pollination mechanisms and altitudinal variation. *American Journal of Botany*, v.69, pp. 82-97.
- Bartoli, A., Tortosa R. & Freire, S., 2013. *Senecio nemiae* (Asteraceae, Senecioneae), a New Species from Sierra Grande in Patagonia (Argentina).. *Missouri Botanical Garden Press*.
- Baskin, C.C. & Baskin, J.M., 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*, London: Academic Press.
- Bilz, M., Kell, S., Maxted, N. & Lansdown, R., 2011. *European Red List of Vascular Plants*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Bonhm-Carter, G., 1994. Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS.. *Pergamon, Ottawa*.
- Bostock, S. J. & Benton, R. A., 1979. The reproductive strategies of five perennial compositae. *Journal of Ecology*, v67, pp. 91-107.
- Bremer, K., 1994. *Asteraceae: cladistics and classification*. Timber Press, Portland, Oregon, USA..
- CBD, 1992. *Convenção quadro sobre diversidade biológica..* [Online]
Available at: <http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/>
- Chase, M. & Reveal, J., 2009. A phylogenetical classification of the land plants to accompany APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161(2), pp. 122-127.
- Clemente, A. et al., 2011. *II Relatório Anual (final) do 1º triénio do Plano de Acção “Conservação ex situ, orientada para a conservação in situ, de taxa endémicos, raros, ameaçados ou legalmente protegidos da flora portuguesa” (protocolo de colaboração entre ICNF e JB-MUHNAC).*, s.l.: s.n.

- Clemente, A., Magos Brehm, J., Cotrim, H. & Martins-Loução, M., 2010. *I Relatório Anual do Plano de Acção "Conservação ex situ, orientada para a conservação in situ, de taxa endémicos, raros, ameaçados ou legalmente protegidos da flora portuguesa" (protocolo de colaboração entre o ICNB e JB-MUHNAC)*, s.l.: s.n.
- Clemente, A., Salgueiro, L. & Santos, C., 2012. *Conservação e Valorização da Flora Endémica Ameaçada em Portugal. Relatório Final de projecto.*, s.l.: s.n.
- Coutinho, A. X. P., 1913. *Flora de Portugal (Plantas vasculares) disposta em chaves dicotómicas*. Paris: Bertrand.
- Coutinho, A. X. P., 1939. *Flora de Portugal (Plantas vasculares) disposta em chaves dicotómicas. 2ª Edição*. Lisboa: s.n.
- Dittbrenner, A., Hensen, I. & Wesche, K., 2005. Genetic structure and random amplified polymorphic DNA diversity of the rapidly declining (Apiaceae) in Eastern Germany in relation to population size and seed production. *Plant Species Biology*.
- Dockerty, T., Lovett, A. & Watkinson, A., 2003. Climate change and nature reserves: examining the potential impacts, with examples from Great Britain. *Global Environmental Change*, Volume 13, p. 125-135.
- Elith, J. et al., 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, Volume 29, p. 129-151.
- ENCNB, 2001. *Opções estratégicas e directivas de acção. in Estratégia nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade*. , s.l.: Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- Engelman, F. & M., E. J., 2002. Technologies and strategies for ex situ conservation. in J. Engels, V. Ramantha Rao, A. Brown and M. Jackson.. *Managing Plant Genetic Diversity. CAB International and IPGRI*.
- Engler, R., Guisan, A. & Rechsteiner, L., 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, Volume 41, p. 263-274.
- ENSCONET, 2009. *Curation Protocols & Recommendations*. s.l.:Royal Botanic Gardens, Kew .
- Espírito-Santo, M. D. (., 1997. *Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger. Relatório Final*. Lisboa(não publicado): Instituto Superior de Agronomia.
- Europa, P., 2008. *A sustainable future for Europe; the European Strategy for Plant Conservation 2008-2014*, s.l.: Salisbury and Strasbourg: Plantlife International and the Council of Europe..
- Fielding, A. & Bell, J., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, Volume 24, p. 38-49.

- Flora-On, 2013. *Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. Sociedade Portuguesa de Botânica*. [Online]
Available at: www.flora-on.pt
- Franco, J. A., 1984. *Nova Flora de Portugal*. Lisboa: Sociedade Astoria.
- Frankel, O., Brown, A. & Burdon, J., 1995. *The conservation of plant biodiversity*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Frodin, D. G., 2004. History and concepts of big plant genera. *Taxon* 53, pp. 753-776.
- Funk, V., Susanna, A., Stuessy, T. & Robinson, H., 2009. Classification of Compositae. In: V. A. Funk, A. Susanna, T. Stuessy & R. J. Bayer, eds. *Systematics, Evolution, and Biogeography of Compositae*. Austria: IAPT, pp. 171-176.
- Garcia, M., 2003. Demographic viability of a relict population of the critically endangered plant *Borderea chouardii*. *Conservation biology*, 17.
- Gifre, C. & FontGarcia, A., 2009. A comparative study of germination strategies of two species of genus *Allium* sect. *Allium*. (2009).. *Ecology*.
- Gimenez-Benavides, L., Escuder, A. & Perez-Garcia, 2005. Seed germination of high mountain Mediterranean species: altitudinal, interpopulation and interannual variability. *Ecol. Res.* 20.
- Giménez-Benavides, L., García-Camacho, R. & Iriondo, J. M., 2010. Selection on flowering time in Mediterranean high-mountain plants under global warming. *Evolution Ecology*.
- GSPC, 2011. *Global Strategy for Plant Conservation 2011-2020*. [Online]
Available at: <http://www.cbd.int/gspc/>
- Gosling, P.G., 2003. Viability testing. In R. D. Smith et al., eds. *Seed Conservation: turning science into practice*. Kew: Royal Botanic Gardens, pp. 445–481.
- Guisan, A. & Zimmerman, N., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, Volume 165, p. 147-186.
- Hanley, J. & McNeil, B., 1982. The meaning and use of the area under a Receiver. *Radiology*, Volume 143, p. 29-36.
- Hernandez, P. et al., 2008. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, Volume 17, p. 1353-1366.
- Herrera, C., 1990. Daily patterns of pollinator activity, differential pollinating effectiveness, and floral resource availability, in a summer-flowering Mediterranean shrub. *Oikos*, v.58, pp. 277-288.
- Hagemann, D. & Deil, U., 2006. Distribution , ecology , and population structure of *Senecio lopezii* (Asteraceae) in the Serra de Monchique (SW Portugal). *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten*, 9, pp.209–222.

- Herranz, J.M., Ferrandis, P. & Martínez-Duro, E., 2010. Seed germination ecology of the threatened endemic Iberian *Delphinium fissum* subsp. *sordidum* (Ranunculaceae). *Plant Ecology*, 211(1), pp.89–106. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11258-010-9775-0> [Accessed September 17, 2012].
- Heywood, V., Brummitt, R., Culham, A. & Seberg, O., 2007. *Flowering Plant Families of the World..* Kew: Royal Botanic Gardens.
- Heywood, V. H. & Iriondo, J. M., 2003. Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation* , Volume 113, p. 321–335.
- Hijmans, R. & Graham, C., 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, Volume 12, p. 2272-2281.
- Holsinger, K. E., 2000. Reproductive systems and evolution in vascular plants.. *Proc. Natl Acad. Sci..*
- Iriondo, J.M. ed., 2011. manual_de_metodologia_afa_IRIONDO.pdf. In *Atlas y Libro Rojo de La Flora Vascular Amenazada de Espana*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal.
- IUCN, 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission*. Gland, Switzerland: s.n.
- IUCN, 2003. *Guidelines for application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission*. Gland, Switzerland: s.n.
- IUCN, 2012. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition., s.l.: s.n.*
- Laguna, E. et al., 2004. The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biological Conservation*, 119(3), pp.421–426. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320704000035> [Accessed August 22, 2014].
- Larcher, W., 2003. *Physiological Plant Ecology, 4edition*. Berlin: Springer.
- LIFE, 2008. *LIFE and endangered plants. Conserving Europe's threatened flora.,* Luxembourg: European Commission, Environment Directorate-General,.
- Loyd, D. & Schoen, J., 1992. Self and cross fertilization in plants.. *International Journal of Plant Science*.
- Lugo, A. E., 1988. Estimating reductions in the diversity of tropical.
- Lugo, A. E., 1988. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species.. In: *Biodiversity*. s.l.:National Academy Press, Washington, D.C.
- Magos Brehm, J., 2008. *Conservation of wild plant genetic resources*, s.l.: University of Birmingham.

Martínez-García, F., Guerrero-García, S. & Pérez-García, F., 2012. Evaluation of reproductive success and conservation strategies for *Senecio coinnyi* (Asteraceae), a narrow and threatened species. *Australian Journal of Botany*.

Maxted, N. et al., 2008. Gap analysis: a tool for complementary genetic conservation assessment.. *Diversity and distributions*..

Maxted, N., Ford-Lloyd, B. & Hawkes, J., 1997. Complementary conservation strategies. In Maxted, N., Ford-Lloyd, B.V. and Hawkes, J.G. (eds.). In: *Conservation: the In Situ Approach*. s.l.:s.n.

Maxted, N., Scholten, M., Codd, R. & Ford-Lloyd, B., 2007. Creation and use of a national inventory of crop wild relative. 140. *Biological Conservation*..

Maxted, N., 2001. EX SITU, IN SITU CONSERVATION. In *Encyclopedia of Biodiversity, Volume 2*. Academic Press., pp. 683–695.

Maxted, N., van Slagerem, M. & JR, R., 1995. Ecogeographic surveys. In: Collecting plant genetic diversity.. *Technical guidelines (Guarino L, Rao VR, Reid R, eds)*. CAB Int, Wallingford, UK..

Milla, R. & Castro-Diez, P., 2010. Phenology of Mediterranean woody plants from NE Spain: Synchrony, seasonality, and relationships among phenophases. *Flora*, Volume 205, pp. 190-199.

Murawski, D. & Hamrick, J., 1991. The effect of the density of flowering individuals on the mating systems of nine tropical tree species.. *Heredity*, Volume 67, pp. 167-174.

Nogués Bravo, D., Araújo, M. & Lasanta, T. M., 2008. Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *Ambio*, 37.

Nordenstam, B., 2007. The tribe Senecioneae Cass. In: K. & Jeffrey, ed. *The families and genera of vascular plants. Flowering plants, Eudicots, Asterales*. Berlin: Springer, pp. 208-241.

Nordenstam, B., Pelser, P., Kadereit, J. & Watson, L., 2009. Senecioneae. In: V. A. Funk, A. Susanna, T. Stuessy & R. J. Bayer, edits. *Systematics, Evolution, and Biogeography of Compositae*. Vienna: IAPT, pp. 503-525.

Noyes, R.D., 2007. Apomixis in the Asteraceae : Diamonds in the Rough.

Opler, P. A., Frankie, G. W. & Ba, H. G., 1976. Rainfall as a Factor in the Release, Timing, and Synchronization of Anthesis by Tropical Trees and shrubs. *Journal of Biogeography*.

Pavlik, B., 1994. *Demographic monitoring and the recovery of endangered plants*. In: Bowles, M.L., Whelan, C.J.(Eds.), *Restoration of Endangered Species*.. Cambridge: Cambridge University Press.

- Pearson, R., Raxworthy, C. C., Nakamura, M. & Peterson, A., 2007. Predicting species distribution from small number of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, Volume 34, p. 102-117.
- Peeters, J., Wilkes, H. & Galwey, N., 1990. The use of ecogeographical data in the exploitation of variation from gene banks.. *Theoretical Applied Genetic* 80.
- Pérez Romero, R., 2007. Analisis morfológico, palinológico y taxonomico de *Senecio* sec. *Crociseris* en la Peninsula Iberica. Unpubl. PhD dissertation.. *Universidad de Leon*.
- Pérez-Romero, R., Pérez-Morales, C., Valencia Barrera, R. & Penas Merino, A., 2009. *Senecio lusitanicus* (Asteraceae, Senecioneae), a new combination for a species from Iberian Peninsula.. *Compositae Newsletter*, 47.
- Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Volume 190, p. 231-259.
- Phillips, S. & Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, Volume 31, p. 161-175.
- Pinto da Silva, A., 1987. A Flora no Voyage em Portugal de Link In:.. *História e Desenvolvimento da Ciência em Portugal. vol II. Ac. das Ciências de Lisboa*..
- Porto, M., 2011. *Senecio lagascanus ssp. lusitanicus*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2*. Downloaded on 28 July 2014. [Online]
Available at: <www.iucnredlist.org>
- Porto, M., 2012. *Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. (2014). Sociedade Portuguesa de Botânica. www.flora-on.pt* . Consulta efectuada em 20-4-2014. [Online].
- Powell, K., Krakos, K. N. & Knight, T. M., 2011. Comparing the reproductive success and pollination biology of an invasive plant to its rare and common native congeners: a case study in the genus *Cirsium* (Asteraceae). *Biol Invasions*.
- Primack, R. (. ", 2001. Causes of extinction. In Levin, S.A. (ed.).. In: *Encyclopedia of Biodiversity, Vol. 2*. San Diego: Academic Press.
- Primack, R. B., 1993. *Essentials of Conservation Biology*.. *Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts*..
- Ramos Lopes, M. & Carvalho, L., 1990. *Lista de Espécies Botânicas a Proteger em Portugal Continental. Relatório Interno*.. s.l.:Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza..
- Ridley, H., 1930. *The Dispersal of Plants Throughout the World*. London: William Clowes and Sons Ltd..
- Sampaio, G., 1946. *Flora Portuguesa*. 2ª edição, dirigida por Américo Pires de Lima ed. Porto: Imprensa Moderna.

- Sérgio, C. et al., 2014. Conservation of Portuguese red listed bryophytes species in Portugal. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*.
- Shao, G. & Halpin, P. N., 1995. Climatic controls of eastern North American coastal tree and shrub distributions. *Journal of Biogeography*, Volume 22, p. 1083-1089.
- Swets, K., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, Volume 24, p. 1285-1293.
- Thompson, K., 2000. The functional ecology of soil seed banks. In: *The Ecology of Regeneration in Plant Communities (editado por Michael Fenner)*. s.l.:s.n.
- Torices, R., Méndez, M. & Gómez, J.M., 2011. Where do monomorphic sexual systems fit in the evolution of dioecy? Insights from the largest family of angiosperms. *The New phytologist*, 190(1), pp.234–48. Available at:
- Tutin, T. et al., 1976. *Flora Europaea, vol. IV.*. Great Britain: Cambridge University Press..
- Valdés, B. e. a., 1987. *Flora Vascular de Andalucía Occidental, vol. III*. Barcelona: Ketres Editora S.A..
- Van Oudtshoorn, K. & Van Rooyen, M., 1999. Dispersal Biology of Desert Plants. In: *Adaptations of Desert Organisms*. Berlin: Springer-Verlag.
- Vigo, J., 1968. Botànica - Taxonomia. *Arxius de la Secció de Ciències, 37. Institut d'Estudis Catalans.*, p. 94.
- Vincent, P. L. D., 1996. Progress on clarifying the generic concept of *Senecio* based on an extensive world-wide sample of taxa. In D. J. N. Hind and H. J. Beentje [eds.], *Compositae: Systematics. Proceedings of the International Compositae Conference*, Kew,.
- Walter, K. & Gillet, H., 1998. *The 1997 IUCN Red List of threatened plants*. Cambridge: IUCN.
- Widén, B., 1987. Population biology of *Senecio integrifolius* (Compositae), a rare plant in Sweden. *Nord. J. Bot. - Section of geobotany*.
- Widén, B., 1993. Demographic and genetic effects on reproduction as related to population size in a rare , perennial herb , *Senecio integrifolius*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 50, pp.179–195.
- Wisz, M. et al., 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distribution*, pp. 763-773.

7 ANEXOS

7.1 ANEXO I – EXEMPLARES DE HERBÁRIO

Tabela 7-1: Lista de exemplares de herbário de *Senecio lagascanus subsp. lusitanicus*, por ordem da data de colheita. Código de Herbário: LISU – Herbário da Universidade de Lisboa (Jardim Botânico – Museu Nacional de História Natural e da Ciência - Universidade de Lisboa); COI – Herbário da Universidade de Coimbra; LISI – Herbário do Instituto Superior de Agronomia. Os indicados com “?” foram obtidos através da base de dados do ICNF, mas não há indicação do herbário proveniente.

Código Herbário	Local	Observações	Data de colheita	Colectores
LISU 38465	Serra do Montejunto. Junto ao marco geodésico	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1879	J. Daveau
COI	Cabo Mondego, farol	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1880-06	M. Ferreira
LISU 38464	Serra do Montejunto	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1916-06	R. Palhinha
COI	Cabo Mondego	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1935-06	Francisco de Sousa
LISU 38463	Serra de Montejunto. Frequente	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1936-06-10	R. Palhinha e L. Sobrinho
LISI 6414	Montejunto, Cruz da Salvé Rainha		1941-06	J. Vasconcelos, J.M. Carvalho
LISI 8276	Arranhó de Baixo		1942-05	J.M. Carvalho e F. Flores
?	Cabo Mondego		1948-04-30	Braun-Blanquet et al.
COI	Serra da Boa Viagem, Bandeira		1954-05-11	A. Fernandes, R. Fernandes e F. de Sousa
COI	Miradouro sobre o Cabo Mondego	Revisão de Pérez-Romero em 2007.	1966-06-03	Armando Reis Moura
?	Cabo Mondego, escarpa do farol		1971-07-13	A. Rozeira, D. Barreto, A. Serra e J. Araújo
LISI 33071	Cabo Mondego		1972-05-25	J.A. Franco
?	Serra da Boa Viagem		1972-06-13	A. Rozeira, J. Araújo e Bernardino
?	Cabo Mondego, escarpa do farol		1975-05-28	Alexandre, A. Serra e Bernardino
COI	Cabo Mondego, Bandeira		1976-05-25	Alexandrino Matos, Manuel C. Alves
?	Serra da Boa Viagem, escarpa do mirante		1979-06-28	Rezende, A. Serra e Bernardino
?	Serra da Boa Viagem, sopé		1986-06-03	A. Serra e Loureiro

LISI 47797	Cercal, Serra de Montejunto		1989-05	M.D. Espírito Santo e J.C. Costa
?	Serra da Boa Viagem, monte		-	A. Serra e Loureiro
LISU 253576	Montejunto	Voucher B. Germoplasma BG9929	2010-06-21	A. Clemente e J. Brehm
LISU 253581	Serra da Boa Viagem, Bandeira.	Voucher B. Germoplasma BG9913	2010-07-13	A. Clemente e J. Brehm
LISU 256723	Cachoeira (Mafra)		2012-05-19	Sara Lobo Dias
LISU 256724	Carvalha (Arruda dos Vinhos)	Voucher B. Germoplasma BG9840	2012-05-27	Sara Lobo Dias

7.2 ANEXO II – SINOPSE ECOGEOGRÁFICA

Sinopse ecogeográfica

Senecio lagascanus DC subsp. *lusitanicus* (P. Cout.) Pinto da Silva

Sinónimos:

Senecio doronicum (L.) L. subsp. *lusitanicus* Cout. (Basiónimo)

Senecio doronicum (L.) L. var. *lagascanus* Samp.

Senecio doronicum (L.) L. subsp. *lagascanus* (DC.) Vigo

Senecio lusitanicus (Cout.) R. Pérez-Romero

Senecio lagascanus DC

Nome vernacular: desconhecido

Descrição: Hemicriptófito, subarrossetado e com toíça curta. Os caules aéreos atingem entre 20 a 60 cm, são robustos, erectos, simples ou só ramificados na inflorescência, tearâneo-lanuginosos a glabrescentes. As folhas da roseta basal, com 10-25 x 2-6 cm, são lanceoladas a ovadas, sinuado-denticuladas a subinteiras, subagudas, abrupta ou gradualmente atenuadas em pecíolo comprido; são tearâneo-tomentosas a glabrescentes na página inferior e espessas. As folhas caulinares proximais são semelhantes mas menores e sésseis. As distais pouco numerosas, são oblongas a linear-lanceoladas, sésseis e semiamplexicaules. Os capítulos, com 25-60 mm de diâmetro, são solitários ou até 10 num corimbo simples frouxo. O involúcro do capítulo, com 10-15 mm, é mais ou menos piloso e possui 12-20 brácteas acessórias, menores ou que o subigualam. As lígulas com 12-20 mm, são amarelas ou alaranjadas e as cipselas, com 5-7 mm, são castanhas e glabras (Franco, 1984). O pólen da subsp. *lusitanicus* é nitidamente distinto em tamanho e ornamentação relativamente às espécies relacionadas de *Senecio* (Pérez-Romero et al, 2009). O polén em termos de tamanho apresenta no eixo polar: 31 – 35 µm, e no eixo equatorial: 30 – 32 µm, e uma ornamentação dos grãos de polén com sulcos e pouco perfurada (Pérez-Romero et al, 2009).

Floração: IV e V; pico da floração fim de Maio; pico de dispersão no início de Julho.

Ecologia: Ocorre em relvados perenes rochosos, mais ou menos densos, carrascais abertos e acumulações de terra em afloramentos calcários de cumeada, expostos a N, NW ou NE. Temperatura média anual: entre 12,5 - 16°C, com maior número de registos para 15 - 16°C. Radiação solar: entre 140 - 155 Kcal/cm², sendo que as áreas da Cachoeira e Carvalha apresentam valores médios de 145 - 150 Kcal/cm², para a S. Montejunto valor inferior de 140 - 145 Kcal/cm², e valor máximo para a S. Boa Viagem 150 - 155 Kcal/cm². Insolação: Varia entre as 2400 - 2700 horas anuais. Precipitação: entre 700 - 1000mm anuais. Número de dias chuvosos: Entre 50 - 100 dias de chuva por ano, com predominância para o intervalo de dias entre 75 - 100. Número de dias de Geadas: S. Montejunto e S. Boa Viagem entre 1 - 5 dias/ano, e a Carvalha e Cachoeira entre 20 - 30 dias/ano. Tipo de solo: Cambissolos cálcicos maioritariamente e Cambissolos crómicos para a S. Montejunto. Ph do Solo: S. Montejunto predominantemente ácido (entre 5,6 e 6,5), restantes áreas predominantemente Alcalinos (entre 7,4 e 8,5).

Altitude: 200 - 270m; 380 - 390m; 640 - 655m.

Distribuição global: Portugal

Distribuição nacional: Concelho da Figueira da Foz (Serra da Boa Viagem), concelhos de Alenquer e Cadaval (Serra do Montejunto), concelho de Arruda dos Vinhos (Carvalha) e concelho de Mafra (Cachoeira).

Efectivo populacional /área ocupada: Estimativa baseada em contagem directa: Serra da Boa Viagem (≈ 600 ; 18946m^2 - subestimada); Serra de Montejunto (≈ 300 ; 7400m^2 - subestimada); Carvalha (≈ 260 ; 1270m^2). Estimativa grosseira: Cachoeira (\approx entre 100 e 200; $<1000\text{m}^2$).

Usos: Desconhecido

Legislação: Listado no Anexo B-IV da Directiva Habitats (Directiva 92/43/CEE)

Estatuto de Conservação:

“Em Perigo de Extinção (E)” (Ramos Lopes & Carvalho, 1990)

“Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas do IUCN (Walter & Gillet, 1998)

“Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha Europeia de Plantas Vasculares (Bilz, et al., 2011)

“Em Perigo (EN)” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do IUCN (Porto, 2011).

Conservação passiva *in situ*:

- Paisagem Protegida de âmbito Regional da Serra de Montejunto - Decreto-Regulamentar n.º 11/99 - 22 de Julho; e SIC Serra de Montejunto PTCON0048 - Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/00 de 5 de Julho.

Conservação activa *in situ*: Inexistente

Conservação *ex situ*:

- Quatro amostras de sementes conservadas no Banco de Germoplasma do Museu Nacional de História Natural e da Ciência:

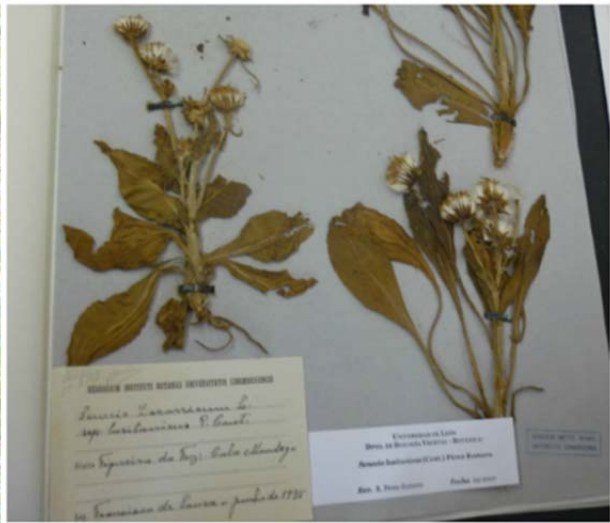
- BG.MNHN.UL 009840 (Carvalha)

- BG.MNHN.UL 009913 (S. Boa Viagem)

- BG.MNHN.UL 009914 (S. Boa Viagem)

- BG.MNHN.UL 009929 (S. Montejunto)

Fotos:



Principais ameaças:

- Expansão agrícola;
- Instalação e expansão de pedreiras;
- Implantação de antenas e parques eólicos e outras infraestruturas;
- Expansão urbanística;
- Turismo e actividades de lazer;
- Progressão de matos densos;
- Fogo?.

Mapa de distribuição:

